

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
GHASSEN IBRAHIM

INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES ET
DE L'ÉVOLUTION MORPHOLOGIQUE DE L'HABITAT SUR
LA DISTRIBUTION SPATIALE DE LA RICHESSE SPÉCIFIQUE
DE LA VÉGÉTATION DANS LE LIT MINEUR. CAS DES ÎLOTS
EN AVAL DU RÉSERVOIR TAUREAU (QUÉBEC, CANADA)

MAI 2009

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

Je remercie cordialement mon directeur de recherche, le professeur Ali Assani, pour son encadrement professionnel et sa supervision. Je remercie également les professeurs Guy Samson et Denis Leroux qui ont aimablement accepté d'évaluer ce mémoire.

Je remercie aussi les professeurs Alain Maire et sœur Estelle Lacoursière de leur aide précieuse lors des séances d'identification des espèces échantillonnées ainsi que Benoît Tremblay, étudiant en maîtrise en sciences de l'environnement. Aussi un grand merci à M. Pierre-André Bordeleau pour ses précieux conseils en géomatique.

Je remercie d'une façon singulière ma mère, Hedia Ben Achour, qui m'a supporté moralement tout le long de mon cheminement de maîtrise. Sans elle, rien ne se serait concrétisé.

RÉSUMÉ

De nombreuses études ont été déjà consacrées aux impacts des modifications des caractéristiques des débits sur la végétation des écosystèmes fluviaux. Mais la majorité de ces travaux se sont surtout focalisés sur la végétation des plaines alluviales. Il en existe peu sur la végétation des lits mineurs. Ces études se limitent souvent aux macrophytes qui se développent près des berges. En revanche, la végétation des îlots en aval des barrages est encore très peu étudiée. Pour combler cette lacune, nous avons analysé la végétation des trois îlots situés en aval du barrage Matawin. L'objectif principal de notre étude est d'analyser les influences de l'évolution morphologique et des caractéristiques physico-chimiques de l'habitat sur la distribution spatiale des richesses spécifique et floristique de la végétation.

Dans le cadre de cette étude, nous avons démontré que les 3 îlots étudiés n'ont pas subi le même type de changement morphologique. Trois types de changements ont été observés : l'érosion, l'accumulation et l'érosion-accumulation. Cependant, ces changements morphologiques ont peu affecté la composition physico-chimique des îlots ainsi que leurs richesses spécifiques et floristiques. Le principal facteur de la différenciation spatiale des richesses spécifique et floristique est sans nul doute les conditions hydrauliques. Les sites soumis à des vitesses de courant élevé sont plus riches en espèces (richesse spécifique) que ceux situés à l'abri de ces courants. De plus, les premiers sites sont caractérisés par une diversité spécifique (richesse floristique) plus élevée que celle des seconds sites. Cette observation démontre que le degré de perturbation hydrogéomorphologique est le principal facteur de la distribution spatiale des richesses spécifique et floristique. Le modèle de Connel (1978) a été validé seulement pour les îlots les plus éloignés du barrage. Ce sont les sites moyennement perturbés qui sont les plus riches. Pour l'îlot, proche du barrage, on a observé une corrélation positive entre le degré de perturbation et le nombre d'espèces. Sur cet îlot, plus les sites sont perturbés, plus ils sont riches en espèces. La distribution spatiale des trois groupes écologiques ne semble pas être influencée par la perturbation hydrogéomorphologique. En revanche, le nombre élevé d'espèces des milieux terrestres indique que la suppression des crues printanières pourrait expliquer la « terrestrialisation » de ces habitats.

Mots clés : évolution géomorphologique, régime hydrologique, perturbation hydrogéomorphologique, îlot, habitat, compétition interspécifique, succession, distribution spatiale.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ	iii
LISTES DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTES DES SYMBOLES ET DES ABRÉVIATIONS	x
CHAPITRE I INTRODUCTION	1
1.1 Revue de littérature	1
1.2 Problématique	5
1.3 Objectifs et hypothèses du projet de recherche	6
1.4 Définition et processus de formation et types d'îlots fluviaux	6
1.4.1 Définition	6
1.4.2 Processus de formation et types d'îlots fluviaux	7
CHAPITRE II MÉTHODOLOGIE	10
2.1 Présentation du cadre d'étude	10
2.2 Choix des sites d'étude et analyse morphométrique des îlots	12
2.3 Étude de la végétation	16
2.4 Analyse des photographies aériennes	18
2.4.1 Orthorectification des clichés	21
2.4.2 Détermination des superficies des îlots, des strates végétales et des dépôts sédimentaires	22

2.5	Analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments	23
2.6	Analyse statistique	23
2.7	Perturbations à l'échelle de la végétation et théorie de la perturbation intermédiaire	25
2.7.1	Définition	25
2.7.2	Quantification et modélisation de la perturbation	27
CHAPITRE III	RÉSULTATS	29
3.1	Comparaison de l'évolution morphologique des îlots (1926-1996)	29
3.2	Comparaison des caractéristiques granulométriques entre les îlots et entre les sites d'un même îlot	31
3.3	Comparaison de la composition chimique des sédiments entre les îlots et entre les sites sur un même îlot	33
3.4	Relation entre les teneurs en éléments chimiques et les proportions des classes texturales	33
3.5	Comparaison de la richesse spécifique entre les îlots et entre les sites d'un même îlot	37
3.6	Comparaison de la richesse floristique entre les îlots et entre les sites d'un même îlot	39
3.7	Comparaison de la répartition des espèces végétales des différents groupes écologiques entre les îlots et entre les sites d'un même îlot	40
3.8	Relation entre la richesse spécifique et les variables environnementales	43
CHAPITRE IV	DISCUSSION	48
4.1	Analyse des facteurs d'influence de l'évolution morphologique des îlots	49
4.2	Relation entre évolution morphologique et caractéristiques physico-chimiques des îlots	54

4.3	Relation entre l'évolution morphologique et la richesse spécifique des îlots	57
4.4	Conclusion	63
BIBLIOGRAPHIE		66
ANNEXES		72

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Variables morphologiques des 3 îlots mesurées <i>in situ</i> en 2006	13
2.2 Débits journaliers mesurés lors des prises de clichés	13
3.1 Résultats des régressions linéaires multiples où N, P et K sont les variables dépendantes et SABLE, ARGILE et LIMON sont les variables indépendantes	36
3.2 Résultats de l'ANOVA : Comparaison de la richesse spécifique de la végétation pour les 4 sites et les 3 îlots	37
3.3 Indices de Jacquard (en %) entre sites pour chacun des 3 îlots	40
3.4.1 Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre total d'espèces étant la variable dépendante	46
3.4.2 Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre d'espèces des milieux humides étant la variable dépendante	46
3.4.3 Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre d'espèces facultatives des milieux humides étant la variable dépendante	47
3.4.4 Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre d'espèces des milieux terrestres étant la variable dépendante	47
4.1 Taux de variation des valeurs moyennes des caractéristiques des fortes crues en aval du barrage de la rivière Matawin après 1964	53

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Comparaison des fréquences mensuelles des dates d'occurrence des débits annuels minimums entre les rivières naturelles (histogrammes gris) et les rivières régularisées (histogrammes noirs)	4
1.2 Formation d'îlot suite à une avulsion, cas (1)	9
1.3 Banc d'accumulation de sable, cas (5)	9
2.1 Carte de localisation du bassin versant de la rivière Matawin et des sites d'échantillonnage	11
2.2 Îlot (A) km 75	14
2.3 Îlot (B) km 44	14
2.4 Îlot (C) km 35	14
2.5 Photographies aériennes (1937) des îlots étudiés (îlots situés respectivement au km 75, 45 et 35 de la confluence avec la rivière Saint-Maurice, le barrage Taureau est situé au km 85 de celle-ci)	15
2.6 Végétation en aval de l'îlot (A) 75 km (Végétation dense et quasi monospécifique)	17
2.7 Végétation en amont de l'îlot (A) 75 km (Occupation parcellaire de l'espace)	17
2.8 Plans d'échantillonnage sur les îlots (Cadre vert = Parcelles de 20 quadrats)	17
2.9 Évolution de la morphologie de l'îlot (A) au 75 km, de 1928 à 1996	20
2.10 Transition entre strate herbacée et arbustive de l'îlot (A) km 75	21
2.11 Relation entre intensité de perturbation et diversité spécifique selon le modèle développé par Connel (1978)	28

3.1	Variation de la superficie des 3 îlots, de 1928 à 1996	30
3.2	Composition granulométrique des sédiments des 3 îlots	31
3.3	Composition granulométrique des sites pour les 3 îlots	32
3.4	Concentration du potassium et du phosphore des sédiments des 3 îlots (valeurs en ppm)	34
3.5	Concentration des éléments (P) et (K) des sédiments sur les 4 sites pour chaque îlot (valeurs en ppm)	35
3.6	Nombre total d'espèces sur les 3 îlots	38
3.7	Nombre total d'espèces sur les 4 sites (moyenne des 3 îlots)	38
3.8	Répartition des 3 groupes écologiques sur les 3 îlots	41
3.9	Répartition des 3 groupes écologiques sur les 4 sites pour chaque îlot	42
3.10	Relation entre la variable <i>site</i> et le nombre total d'espèces	44
3.11	Relation entre la variable <i>site</i> et le nombre d'espèces des milieux humides (MH)	44
3.12	Relation entre la variable <i>site</i> et le nombre d'espèces des milieux semi-humides (MSH)	45
3.13	Relation entre la variable <i>site</i> et le nombre d'espèces des milieux terrestres (MT).....	45
4.1	Magnitude des fortes crues sur la rivière Matawin en amont du barrage Taureau	54

LISTE DES SYMBOLES ET DES ABRÉVIATIONS

Co	Company
Ch.P	Chenal principal
Ch.S	Chenal secondaire
dpi	Dot per inch
GCP	Point de contrôle au sol
IDH	Théorie de la perturbation intermédiaire
K	Potassium
m	Mètre
MH	Espèces des milieux humides
MNE	Modèle numérique d'élévation
MSH	Espèces facultatives des milieux humides
MT	Espèces des milieux terrestres
N	Azote
Nbre	Nombre
P	Phosphore
Pts	Points
RMS	Root Mean Square
UTM	Universal Transverse Mercator
V	Version
Z.E.C	Zone d'exploitation contrôlée
Sp	Espèce

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Revue de littérature

La production de l'énergie a nécessité la construction des barrages hydroélectriques sur de nombreux affluents du fleuve Saint-Laurent au Québec. Les conséquences environnementales de ces barrages sur les écosystèmes fluviaux ont jusqu'à présent été analysées surtout au niveau des lacs de barrages (Astrade, 1998; Haleur, 2001). En revanche, en aval des barrages, il n'existe pratiquement pas d'études d'impacts comme l'avaient révélé Patoine et al. (1999) dans leur mémoire remis lors des audiences publiques sur l'environnement dans le cadre des audiences publiques sur la Gestion de l'eau au Québec. Pourtant, ce sont les tronçons de cours d'eau situés en aval des barrages qui sont les plus affectés - comparativement aux lacs des barrages - comme l'ont démontré de nombreux travaux réalisés dans d'autres pays (Petts, 1984). De plus, les impacts en aval des barrages sont très complexes, d'une part - en raison de la diversification des modes de gestion de barrages (Brandt, 2000) - et naturellement irréversibles d'autre part, contrairement aux lacs de barrages qui peuvent retrouver leurs conditions initiales, au demeurant peu variables d'un lac à un autre, 5 ou 10 ans après la mise en service des barrages (Haleur, 2001). Par ailleurs, contrairement à certains pays développés, le Québec ne dispose pas encore d'une véritable politique de restauration des tronçons régularisés pour la préservation des écosystèmes fluviaux et de leurs biodiversités (animale et végétale). On sait qu'en aval des barrages, cette biodiversité s'appauvrit par la disparition de plusieurs espèces autochtones qui ne s'adaptent pas aux changements des régimes hydrologiques (Stanford et al., 1996).

Pour restaurer et protéger cette biodiversité, l'élaboration des normes des débits pour la restauration ou la réhabilitation des tronçons régularisés s'impose. Ces normes se justifient du fait que presque tous les barrages dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent ont été construits avant 1970, période durant laquelle on ne se préoccupait guère des questions environnementales pour protéger l'intégrité écologique des écosystèmes fluviaux. Dans la perspective de l'élaboration de ces normes, le professeur Ali Assani a mis en place un programme de recherche visant à quantifier les impacts hydrologiques, morphologiques et biologiques induits par les barrages en aval.

En ce qui concerne les impacts hydrologiques, les études effectuées par l'équipe du professeur Assani ont permis d'identifier et de caractériser trois régimes hydrologiques régularisés au Québec (Assani et al., 2002; 2004; 2005; 2006) : les régimes d'inversion, d'homogénéisation et de type naturel (figure 1).

- Le **régime d'inversion** est un régime caractérisé par l'occurrence des débits maximums en hiver et des débits minimums au printemps, c'est-à-dire l'inverse de ce qui se produit en conditions naturelles. Il y a donc une inversion du cycle naturel des débits. De plus, ce régime se caractérise par une diminution significative des débits de crue et d'étiages (Assani et al., 2002a, 2002b). Il ne s'observe exclusivement qu'en rive nord du bassin du fleuve Saint-Laurent en raison d'un écoulement hivernal relativement faible. C'est le régime régularisé le plus fréquent au Québec.
- Le **régime d'homogénéisation** est caractérisé par une uniformisation des débits mensuels et saisonniers durant toute l'année. La variation intermensuelle des débits est ainsi très faible comparativement au régime précédent. Les débits restent presque constants toute l'année. Mais on observe aussi une diminution des débits de crues et d'étiages comme dans le régime précédent. Ce régime s'étend sur les deux rives du fleuve Saint-Laurent.

- Le **régime de type « naturel »**. Dans ce type de régime, les barrages n'affectent pas la variabilité intermensuelle des débits. Le cycle naturel des débits est donc conservé. En revanche, ils affectent les volumes d'écoulements (réduction des débits de crues et d'étiages). Ce régime est aussi observé sur les deux rives du fleuve Saint-Laurent.

L'existence de ces trois régimes démontre que tous les barrages n'induisent pas les mêmes types d'impacts. Du point de vue hydrologique, d'autres études (Assani et al., 2005, 2006, 2007, 2008; Lajoie et al., 2007) ont pu démontrer que l'ampleur des changements hydrologiques observés en aval des barrages dépendait de deux facteurs suivants : le mode de gestion de barrages et la superficie des bassins versants. Par ailleurs, sur la base de ces conclusions, Lajoie et al. (2006) ont démontré que les normes des débits réservés élaborées par Belzile et al. (1997) pour protéger les habitats du poisson au Québec méridional ne pouvaient pas être appliquées aux barrages qui provoquent une inversion des régimes hydrologiques. Cette conclusion justifiait l'élaboration des normes spécifiques à chaque type de régime hydrologique régularisé (mode de gestion des barrages). Cependant, cette élaboration nécessite aussi des connaissances précises sur les impacts morphologiques et biologiques associés à chaque mode de gestion des barrages.

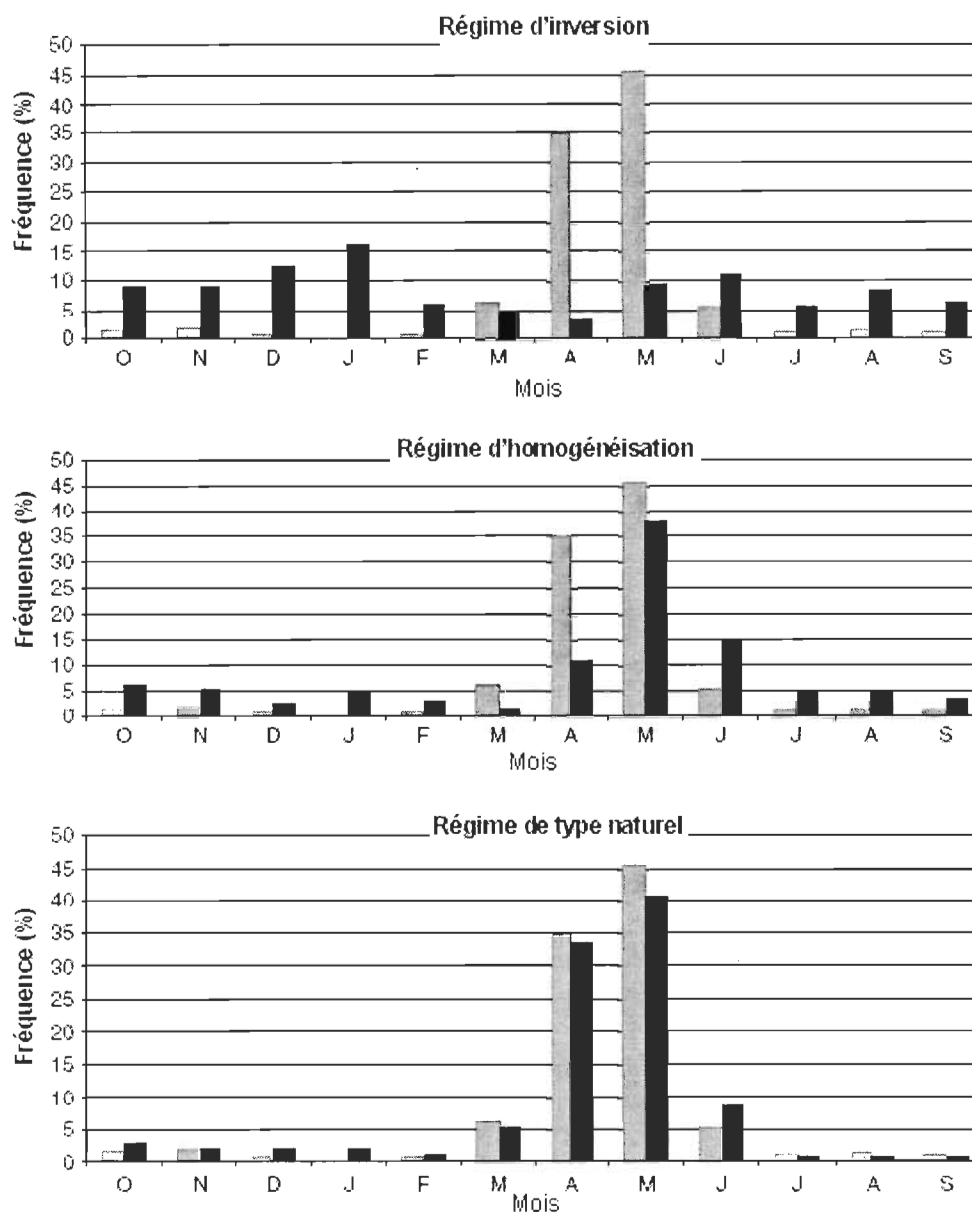


Figure 1.1 : Comparaison des fréquences mensuelles des dates d'occurrence des débits annuels minimums entre les rivières naturelles (histogrammes gris) et les rivières régulées (histogrammes noirs)

1.2 Problématique

De nombreuses études ont été déjà consacrées aux impacts des modifications des caractéristiques des débits sur la végétation des écosystèmes fluviaux. Mais la majorité de ces travaux se sont surtout focalisés sur la végétation des plaines alluviales. Il existe peu d'études sur la végétation des lits mineurs. Ces études se limitent souvent aux macrophytes qui se développent près des berges. En revanche, la végétation des îlots en aval des barrages est encore très peu étudiée. À notre connaissance, il existe une seule étude portant spécifiquement sur ce type de végétation (Assani et al., 2006b). Pourtant, il est fort connu que les îlots sont des milieux caractérisés par une richesse florale et un endémisme particulièrement élevé. À ce propos, Gurnell et al. (2001) mentionnent que « *River islands are believed to be of major importance for aquatic and riparian biodiversity* ». Ils ajoutent que « *River islands have the potential to greatly enhance biodiversity within the riparian zone, because their shoreline are characterized by a mosaic of habitat patches of different age, level of disturbance and geomorphological character, which are uncommon features along heavily managed river banks* ».

En raison de cette richesse spécifique, ces milieux doivent faire l'objet de restauration pour protéger la biodiversité. Cette restauration nécessite une connaissance des facteurs qui influencent la variabilité spatio-temporelle de la végétation sur les îlots. Quelques études ont été réalisées en rivières naturelles (Cheng et al., 2006; Cooperman et Brewer, 2005; Gilvear et Willby, 2006; Gurnell et Petts, 2002; Gurnell et al., 2001; Hupp et Osterkamp, 1996). Toutes ces études ont souligné l'influence des caractéristiques physico-chimiques de l'habitat et de son évolution morphologique sur la distribution spatiale des espèces sur les îlots. En revanche, comme nous l'avons déjà souligné, en aval des barrages, il n'existe pratiquement pas d'études sur la végétation des îlots. Or, en raison des changements des régimes hydrologiques qui affectent les formes géomorphologiques (habitats) et les sédiments, les îlots deviennent très

vulnérables et peuvent s'appauvrir progressivement en espèces végétales et endémiques (Osterkamp, 1998).

1.3 Objectifs et hypothèses du projet de recherche

Au Québec, il n'existe encore aucune étude d'impacts de barrages sur l'évolution morphologique et la végétation des îlots. Pour combler cette lacune, notre projet de recherche poursuit les objectifs suivants :

- 1) Analyser les impacts des changements hydrologiques sur l'évolution morphologique des îlots en aval des barrages qui induisent le régime d'inversion. Cet objectif repose sur l'hypothèse suivante : la diminution de la magnitude des débits et l'érosion des berges induite par le changement de la période d'occurrence des crues favorisent une accumulation des sédiments dans les chenaux. Il en résulte ainsi une accumulation au niveau des îlots, milieux propices à la sédimentation.
- 2) Déterminer les impacts des changements de l'évolution morphologique des îlots sur les caractéristiques physico-chimiques et sur la végétation des îlots. L'hypothèse à vérifier est la suivante : les changements des caractéristiques physico-chimiques et de la végétation des îlots suivront un gradient de perturbation hydrogéomorphologique.

1.4 Définition et processus de formation et types d'îlots fluviaux

1.4.1 Définition

Un îlot fluvial est une étendue de terre située dans le lit mineur et séparée de la plaine alluviale par un chenal à écoulement plus ou moins permanent. Les îlots sont constitués de matériaux de la plaine alluviale. Ils peuvent prendre de

l'expansion par accumulation de substrat lors des crues supérieures aux débits à pleins bords. Les sommets des îlots se trouvent généralement à la même altitude que celle de la plaine alluviale adjacente (Assani, 1997).

Les îlots se forment souvent en aval de tributaires sur un tronçon fluvial où les plaines alluviales sont bien développées. Ce sont des formes géomorphologiques transitoires et instables à l'échelle de temps géologique. Par le fait même, ils sont rarement permanents dans le temps (Osterkamp, 1998).

1.4.2 Processus de formation et types d'îlots fluviaux

Osterkamp (1998) a décrit, dans une revue de synthèse, 8 processus et mécanismes géomorphologiques menant à la formation d'îlots :

- 1) La première catégorie d'îlots se forme à partir d'avulsion, qui se traduit par un passage soudain d'un cours d'eau sur l'une des rives durant une crue de débordement. Après incision de la plaine alluviale, l'élargissement du chenal entraîne l'éloignement progressif de l'îlot formé de la plaine alluviale. En dehors des crues de débordements, l'obstruction du chenal principale par des arbres arrachés de la plaine alluviale peut provoquer une migration du chenal et l'incision de la plaine alluviale. Ce type d'îlots se forme dans les régions montagneuses, les piémonts, les vallées et les plaines côtières.
- 2) Le deuxième processus de formation est un mécanisme qui s'accomplit sur plusieurs années. Dans ce cas, l'îlot est formé par l'accumulation de sable, de gravillons et de cailloutis. Ces matériaux peuvent provenir de l'affaissement de berges ou de la remise en mouvement de dépôts glaciaires. L'accumulation de ces matériaux peut prendre des années voire des décennies. L'engraissement des débris deltaïque associés aux apports abondants de sédiments donne naissance à des îlots de type fluvio-

deltaïque. On trouve des exemples de cette formation géomorphologique sur la rivière Colorado près de Grand Junction et sur la rivière Platte (Nebraska).

- 3) Le troisième type d'îlots se forme surtout en aval de tronçons rocheux souvent caractérisés par la présence de rapides. Ces îlots résultent d'un découpage de la plaine alluviale avoisinante.

Ce phénomène s'explique par une migration latérale progressive du chenal principal. Ce processus peut s'accomplir lors de recouplement de méandre ou même par l'interaction de deux rivières à proximité de leur confluence.

- 4) La quatrième catégorie d'îlots résulte de la stabilisation de galets ou de sable dans des cours supérieurs d'une rivière et surtout sur des biefs sableux à faibles débits à proximité de confluence. Ce processus de formation est lent et graduel. La végétalisation de ces bancs de galets ou de sable contribue à leur stabilisation et expansion.
- 5) La cinquième catégorie d'îlots se forme seulement le long de rivières à chenaux multiples s'écoulant sur des biefs rocheux d'origine karstique, glaciaire et volcanique. Ces îlots proviennent d'une dégradation lente et régulière de l'une des branches de ces chenaux.
- 6) Le sixième type d'îlots se forme le long des rivières à chenaux multiples s'écoulant surtout sur des formations sableuses encaissées dans des plaines alluviales bien développées. Ils résultent de l'incision rapide (perte de sédiment fraîchement déposé) d'une branche pendant une période de récession des crues (période de décrue).
- 7) La septième catégorie d'îlots prend naissance dans les rivières anastomosées sur des tronçons moyennement larges. Ces îlots (Snag Island) sont formés à partir de matériaux souvent constitués de débris

glaciaires. Ces dépôts sont charriés par la rivière jusqu'en amont d'un rétrécissement du chenal. Ce phénomène d'obstruction contribue à l'engraissement de l'îlot par des sédiments fins qui viennent s'y déposer.

- 8) Le dernier type d'îlots est généré par des catastrophes naturelles. Ils sont formés à partir de monticules de débris d'avalanches ou même de roches volcaniques stabilisées dans le lit mineur.



Figure 1.2 : Formation d'îlot suite à une avulsion, cas (1)



Figure 1.3 : Banc d'accumulation de sable, cas (5)

CHAPITRE II

MÉTHODOLOGIE

2.1 Présentation du cadre d'étude

Principal affluent de la rivière Saint-Maurice et sous affluent du fleuve Saint-Laurent en rive gauche (nord), la rivière Matawin draine un bassin versant de 5775 km² (figure 2.1). Elle entaille le bouclier canadien. Le climat est du type subpolaire continental avec une lame d'eau annuelle d'environ 1000 mm et une température moyenne annuelle de 4°C. Tout le bassin versant est couvert par la forêt feuillue constituée essentiellement de l'érablière à bouleau jaune (Doneys et Dubois, 1991; Laflamme, 1995). Quant à l'affectation du sol, les activités anthropiques se limitent à l'exploitation forestière. L'agriculture est quasi absente, car les terres et le climat n'y sont pas propices.

Le barrage de Matawin a été construit en 1929 par la Shawinigan Water & Power Co. pour produire de l'énergie hydroélectrique et pour rehausser la capacité du réservoir du barrage de la Gabelle construit sur la rivière Saint-Maurice. Il s'agit d'un barrage-poids de 720 m de long et de 26 m de hauteur. Il est doté d'un évacuateur des crues, long de 42 m et haut de 25 m, et d'un puits de fond, long de 25 m et haut de 24 m. Sa réserve totale est estimée à 348 000 000 m³ d'eau. L'amplitude maximale de la variation du niveau du lac formé en amont du barrage est environ 11 m. Le réservoir Taureau est de type annuel, son remplissage se fait chaque année pendant le printemps au moment de la fonte de neiges. Sa vidange, qui dure tout l'hiver, débute en novembre et se termine au début du mois d'avril. Ce mode de gestion a entraîné une inversion du régime hydrologique de la rivière en aval du barrage Taureau.

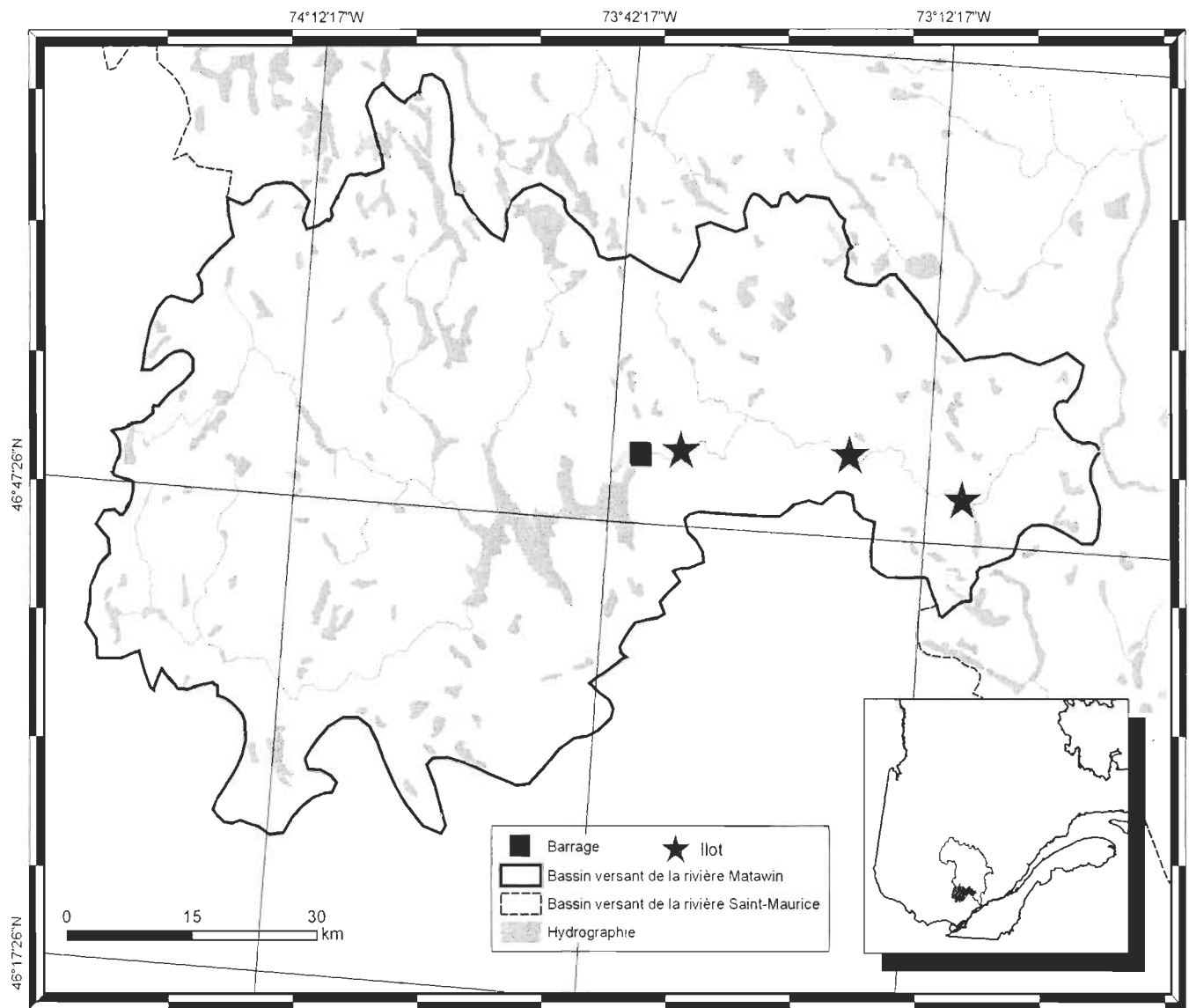


Figure 2.1 : Carte de localisation du bassin versant de la rivière Matawin et des sites d'échantillonnage

Plusieurs raisons ont justifié le choix de la rivière Matawin.

- Les impacts du réservoir Taureau, sur les débits, ont été déjà analysés en détail (Assani et al., 2002). Ceci permet d'analyser l'évolution des îlots en fonction de la variabilité interannuelle des débits.
- Il existe des photographies aériennes prises presque tous les dix ans, avant (1928) et après (1937, 1950, 1964-1965, 1996, 2001) la construction du réservoir. Ceci permet de suivre la dynamique des îlots.
- En aval du réservoir Taureau, la rivière est longée par une route carrossable qui permet l'accès aux sites d'étude.

2.2 Choix des sites d'étude et analyse morphométrique des îlots

Les sites d'échantillonnages sont localisés en aval du barrage Taureau, dans la Zone d'exploitation contrôlée (ZEC) Chapeau de paille. La rivière Matawin possède un bon nombre d'îlots d'origines différentes. Toutefois, tous les îlots échantillonnés pour cette étude proviennent d'un découpage de la plaine alluviale avoisinante (figure 2.5). Ce phénomène s'explique par une migration latérale du chenal principal suite à une crue de débordement. En ce qui concerne la morphométrie des îlots, nous avons mesuré *in situ* la longueur et la largeur maximale de chaque îlot. Des mesures de pente, prises à partir du centre des îlots, ont aussi été réalisées à l'aide d'un inclinomètre et d'une mire graduée. Les caractéristiques morphométriques sont consignées dans le tableau 1. Les îlots sont tous situés dans des tronçons sableux. En hiver, ils sont submergés par les lâchers d'eau. Au printemps, ils sont exondés, lors du remplissage du réservoir. Les trois îlots sont relativement proches des berges adjacentes et sont par conséquent facilement accessibles par une petite embarcation (canot).

Tableau 2.1Variables morphologiques des 3 îlots mesurées *in situ* en 2006

Variables morphologiques	Îlot (A) 75 km	Îlot (B) 44 km	Îlot (C) 35 km
Longueur maximale (m)	432,87	296,50	78,50
Largeur maximale (m)	134.20	75	47,30
Superficie (m²)	38971,5	15959,5	2733
Distance maximale de la berge de droite (m)	144.21	44	46
Forme géométrique	Ellipsoïdale	Ellipsoïdale	Subcirculaire

Les îlots A, B et C se trouvent respectivement au 75ème, 44ème et 35ème kilomètre de la confluence avec la St Maurice.

Tableau 2.2

Débits journaliers mesurés lors des prises de clichés

Séries photos	Date (jour/mois/année)	Débit journalier (m³/s)
A269	7-19/07/1928	?
A5746	9/11/1937	0
Q64555	20/05/1964	1.55
Q75351	7/11/1975	1.98
Q87415	2/07/1987	1
Q96103	18/07/1996	16.36

Figure 2.2 : Îlot (A) km 75



Figure 2.3 : Îlot (B) km 44



Figure 2.4 : Îlot (C) km 35



Îlot A km 75



Îlot B km 44



Îlot C km 35

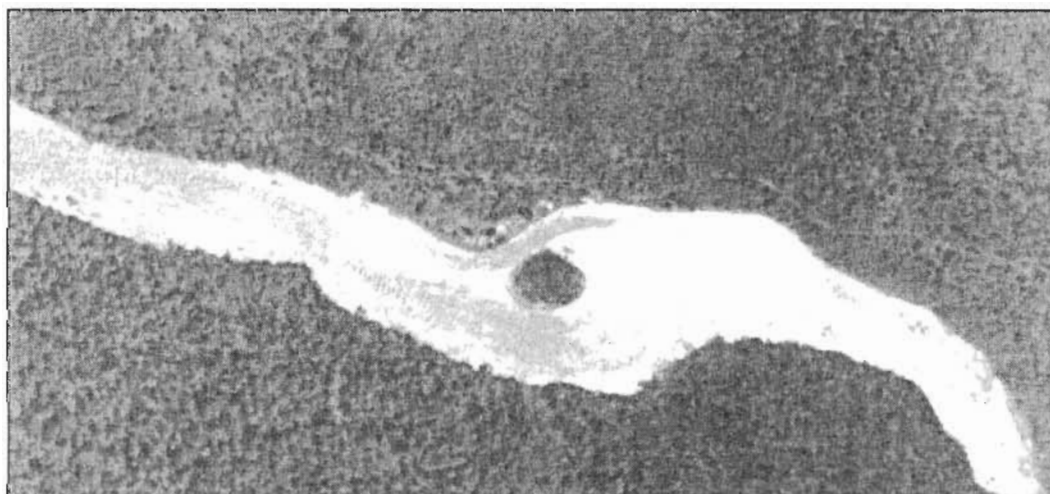


Figure 2.5 : Photographies aériennes (1937) des îlots étudiés (Îlots situés respectivement au km 75, 45 et 35 de la confluence avec la rivière Saint-Maurice, le barrage Taureau est situé au km 85 de celle-ci)

2.3 Étude de la végétation

Nous avons d'abord délimité les strates herbacées et arbustives sur les trois îlots. Ensuite, nous avons échantillonné séparément les deux strates. L'échantillonnage de la végétation a été effectué en été 2006, le long de 4 parcelles larges de 10 mètres qui évoluent à partir des 4 extrémités de l'îlot vers les limites du noyau arborescent. Sachant que les îlots sont de forme ellipsoïdale ou circulaire, nous avons échantillonné le long de quatre rayons orthogonaux deux à deux. Les deux premières parcelles (rayons) étaient disposées le long des deux plus longs rayons de l'îlot (axe amont-aval). Les deux autres parcelles étaient disposées sur deux autres rayons perpendiculaires aux premières. Sur chaque parcelle nous avons déterminé le nombre d'espèces dans 20 quadrats contigus de 1m x 1m à partir de l'extrémité de l'îlot (figure 2.8). La longueur et la largeur des trois strates végétales ont été enregistrées à l'aide d'un télémètre de type Buschnell (ProQuest).

Au laboratoire, les spécimens cueillis sur le terrain ont été séchés, pressés et conservés dans des herbiers et identifiés à l'espèce en se référant au guide d'identification de « *La flore Laurentienne* » (Marie-Victorin, 1995). Cette identification a été effectuée par deux personnes : M. Tremblay, qui a vérifié mes résultats, et moi-même. Il a aussi vérifié aussi les espèces qui ont été identifiées par le Professeur Maire et Sœur Lacoursière (Professeure à la retraite). Afin de mieux comprendre l'organisation et la structure de chaque strate végétale, nous avons aussi déterminé les espèces dominantes dans chaque quadrat inventorié. Enfin, les espèces ont été classées en trois regroupements écologiques distincts selon la classification élaborée par Gauthier (1997) pour les espèces du Québec : espèces des milieux humides (MH), espèces facultatives des milieux humides (MSH) et espèces des milieux terrestres (MT).

Figure 2.6 : Végétation en aval de l'îlot (A) 75 km (Végétation dense et quasi monospécifique)



Figure 2.7 : Végétation en amont de l'îlot (A) 75 km (Occupation parcellaire de l'espace)

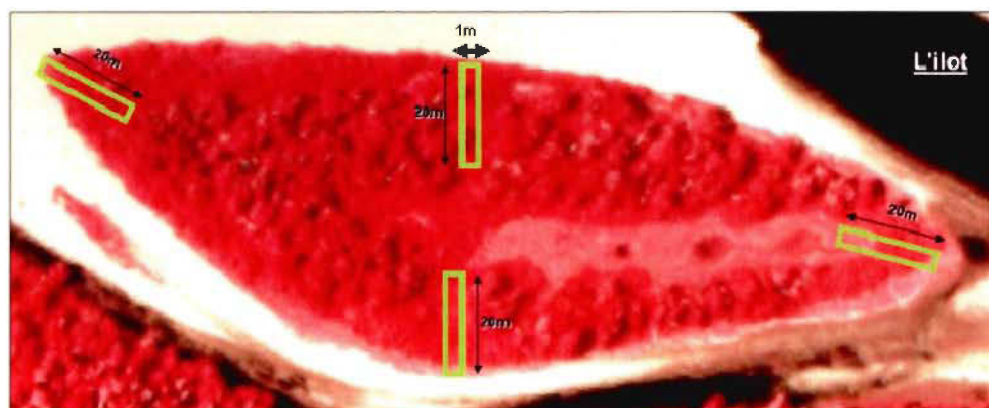


Figure 2.8 : Plans d'échantillonnage sur les îlots (Cadre vert = Parcelles de 20 quadrats)

2.4 Analyse des photographies aériennes

Une analyse quantitative de la dynamique géomorphologique d'un système fluvial dépend des informations disponibles et détaillées concernant ses caractéristiques spatiales à différents moments de son cycle de formation. Ces informations ne peuvent ressortir que d'une analyse géomatique d'imageries et/ou de photographies aériennes (Zanoni et al., 2008).

Un nombre important d'études récentes ont démontré l'utilité de la télédétection en tant qu'outil de cartographie de la morphologie des chenaux et d'autres formes géomorphologiques édifiées dans les lits majeur et mineur (ex. Winterbottom et Gilvear, 1997; Westaway et al., 2000; Zanoni et al., 2008). D'autres auteurs comme Brayant et Gilvear (1999) ont pu prouver l'efficacité de tels outils à cartographier les changements géomorphologiques des chenaux, des bancs de graviers et de sable, des affleurements rocheux ainsi que des îlots stables et en formations. D'ailleurs, c'est le cas de l'étude de Whited et al (2002) qui s'est intéressé à classer et à identifier plusieurs types d'habitats fluviaux. Dans cette étude, Whited et al. (2002) ont pu identifier à 99 % les îlots et les affleurements rocheux parmi les autres formes géomorphologiques présentes dans le lit majeur. Bryant et Gilvear (1999) ont aussi pu démontrer l'efficacité d'un tel outil à déceler les changements ayant touché ces formes ainsi que les communautés ripariennes tout de suite après une crue de débordement.

L'évolution géomorphologique des îlots et celle des strates végétales a été analysée en comparant les photographies aériennes prises à 6 différentes décennies (1928, 1937, 1951, 1969, 1979, 1996). Ces séries de photographies ont été prises à des valeurs des débits comparables (tableau 2.2). Ceci permet une meilleure comparaison des formes d'îlots en différentes périodes. 17 clichés ont été analysés. Seuls les clichés des années 28 et 37 nous sont parvenus en format numérique, les autres photographies ont été imprimées sur papier. Les photographies aériennes ont été scannées à 600 points par pouce carré (dot per inch, dpi) de résolution, ce qui nous offre une précision au sol de 0.6 m.

L'échelle des photographies est au 1 :15000 pour la majorité. Seuls les clichés de 1964 sont à l'échelle 1 :15840, un seul cliché (1976; îlot km 35) est au 1 :40000. Les photographies les plus récentes ont été prises en infrarouge, ce qui nous a permis de pouvoir manipuler les trois bandes du visible et de les mélanger dans certains cas (rouge, vert et bleu) afin de pouvoir dégager certains objets peu discernables dans les bandes d'origine. Les autres clichés ont été pris en noir et blanc. Ces clichés couvrent chacun la totalité de la superficie des trois îlots. Les clichés d'une même année sont souvent pris par des lignes de vol différentes. Celles-ci n'étaient pas toutes parallèles à la rivière.

La première série de clichés (1928) date d'avant la construction du réservoir Taureau. Cette comparaison nous a permis de déterminer une séquence évolutive pour chaque strate végétale ainsi que certaines étapes de la succession végétale sur les îlots. En outre, la comparaison des séries de photographies nous a permis de mesurer avec précision la variation temporelle de la largeur et de la longueur des îlots et du chenal principal (figure 2.9). Par conséquent, la comparaison des mêmes îlots en différentes périodes nous a permis de déterminer s'il y a eu engraissement ou érosion des îlots. Ce qui se traduirait écologiquement par l'apparition ou la disparition de nouveaux habitats disponibles surtout pour la strate herbacée.

Le géoréférencement et l'orthorectification des photographies aériennes (*Geomatica; Orthoengine, V 10.0*) ont été effectués en trois étapes. Il a fallu d'abord transformer la photographie en format adéquat pour *Geomatica*. Ensuite, on a placé des points de contrôle (8 Pts / photo) sur nos photographies. Les coordonnées en Universal Transverse Mercator (UTM) de ces points ont déjà été prélevées sur une carte topographique au 1 : 20 000 (de 1995) et ceci dans le but de géocoder chaque pixel de nos photographies. Enfin, après avoir généré un modèle numérique d'élévation pour nos clichés, on a pu les orthorectifier (correction des déformations topographiques).

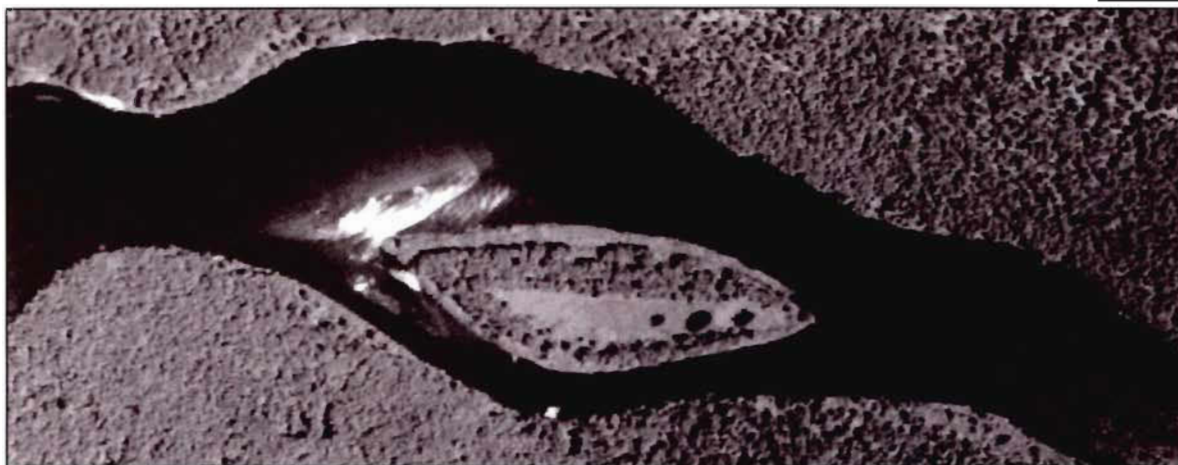
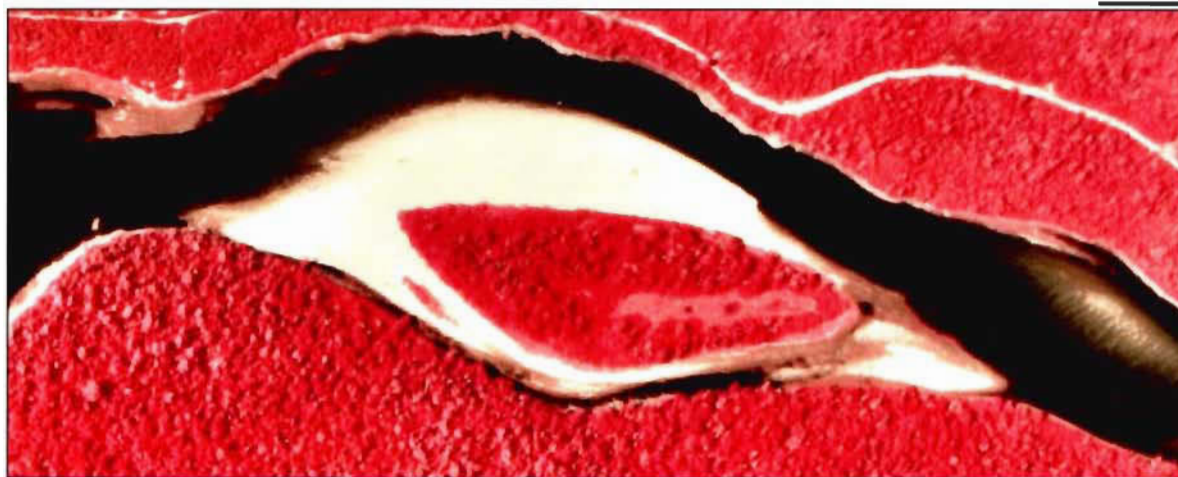
1928**1965****1996**

Figure 2.9 : Évolution de la morphologie de l'îlot (A) au 75 km, de 1928 à 1996

Figure 2.10 : Transition entre strate herbacée et arbustive de l'îlot (A) km 75



2.4.1 Orthorectification des clichés

La première méthode que nous avons adoptée dans le but de géocoder chacun des pixels de nos séries de photographies aériennes et de leur conférer des coordonnées géographiques en UTM et une projection, consistait à géoréférencer la première série de photos en notre possession, c'est-à-dire les clichés de la série la plus récente (1995-1996). Pour ce faire, nous avons utilisé un fichier vectoriel issu de la carte topographique de 1995 de la rivière Matawin numérisée et transformée en vecteurs. Le géoréférencement des photographies de 1995, à l'aide du fichier vectoriel, a généré des erreurs RMS minimales et acceptables. En revanche, les erreurs root mean square (RMS) augmentaient lors du géocodage des séries antérieures comme les clichés pris en 1987, 1975 et 1967. Les valeurs d'erreur moyenne au carré devenaient plus importantes pour les séries de 1937 et 1928. En d'autres termes, les séries de clichés moins récents étaient géocodées avec des valeurs d'erreur RMS nettement plus importantes.

La carte topographique fut réalisée à partir de levés topographiques effectués en 1995 soit, 67 ans après la prise de la première série de clichés de 1928. Bien sûr, la géométrie du chenal, sa largeur ainsi que la forme des îlots sont des unités géomorphologiques sensibles aux changements du régime

hydrologique et par conséquent leurs tailles, géométries et formes varient d'une décennie à une autre et subissent des transformations graduelles qui deviennent importantes après 67 ans. Nous avons dû abandonner cette méthode puisque nous avons réalisé que la qualité du géoréférencement n'était pas la même pour toutes les séries. La méthode alternative qu'on a adoptée requiert l'utilisation de *PCI Geomatica*. En effet, en plus du géoréférencement, ce logiciel nous permet d'orthorectifier (correction géométrique des photographies) nos clichés des différentes séries. Cette opération consiste à faire épouser à la photographie les irrégularités topographiques du territoire non représentées sur les clichés.

Une étape importante à l'édition d'orthophotographie est celle de l'élaboration d'un modèle numérique d'élévation (MNE) à partir d'une carte hypsométrique. Le MNE est généré à l'aide du logiciel ARCGIS SPATIAL ANALYST, qui ensuite est exporté en format adéquat vers *PCI Geomatica*. Après avoir identifié la projection et intégré à *PCI Geomatica* toutes les caractéristiques de la photographie ainsi que de la projection souhaitée, il nous est possible de commencer à géoréférencer la photographie à partir de points de contrôles au sol (GCP), tout d'abord, pris directement du fichier vectoriel représentant la rivière Matawin. Ces points pris du fichier vectoriel possèdent déjà des coordonnées géographiques en UTM. Ensuite, une fois que les clichés de 1995 aient été orthorectifiés, les points de contrôle servant à orthorectifier la série de 1987 ont été pris sur les clichés de 1995 déjà géoréférencés et orthorectifiés. Cette méthode fut appliquée au reste des séries de photographies.

2.4.2 Détermination des superficies des îlots, des strates végétales et des dépôts sédimentaires

Dans un premier temps, afin de comprendre l'évolution de la taille des îlots, nous avons calculé la superficie des îlots et ceci pour chacune des

6 périodes choisies. Nous avons tracé le contour des îlots sur des couches vectorielles vierges, possédant la même projection que les clichés sur ArcMap, ce qui nous a permis de calculer la superficie avec précision. La même démarche a été appliquée aux strates arbustives et arborescentes facilement discernables à travers les clichés. Nous avons pu aussi déterminer l'expansion des dépôts sédimentaires entourant les îlots par la même méthode.

2.5 Analyse physico-chimique de l'eau et des sédiments

Sur les îlots, des carottes de sédiments ont été prélevées à une profondeur de 15 cm à partir de la surface. Après séchage, la moitié de ces sédiments, broyés, a servi à l'analyse chimique, l'autre moitié a servi à la détermination des caractéristiques granulométriques des sites après tamisage. Dans les sédiments, on a déterminé les éléments suivants : l'azote total (extraction par acide sulfurique selon la méthode de Quikchem 13-107-06-02-D), le phosphore total (extraction par acide chlorhydrique et par fluorure d'ammoniaque selon la méthode développée par Bray et Kurtz, 1945) et le carbone organique total (extraction par chromate de potassium et par sulfate ferreux selon la méthode mise au point par Yeomans et Bremner, 1988).

2.6 Analyse statistique

Nous avons comparé les caractéristiques physico-chimiques et le nombre d'espèces par site et par îlots, au moyen de l'analyse de variance (ANOVA) à deux critères de classification (Programme Systat, Vs 10.2).

L'influence des caractéristiques physico-chimiques et morphologiques sur le nombre d'espèces fut analysée au moyen de régressions multiples (Programme Systat, Vs 10.2). La régression linéaire multiple peut être définie comme étant l'analyse de relation statistique entre variables (Burt et Barber,

1996), celle-ci est appliquée pour déceler une relation linéaire entre une variable dépendante et plusieurs variables explicatives (Quinn et Keough, 2002). Plus précisément, cette analyse nous renseigne sur la part de la variance du nombre d'espèces expliquée par les divers facteurs de variabilité.

La classification des sites et des îlots selon leurs similitudes floristiques a été réalisée au moyen des indices de Jacquard. Sachant que la mesure de similarité floristique calculée entre nos sites d'échantillonnage ne correspond pas à une distance métrique, les positions relatives des points (espèces) ne peuvent pas être représentées dans un espace Euclidien. C'est la raison pour laquelle on a utilisé le coefficient binaire (présence-absence) de Jacquard. Ce dernier est considéré comme étant asymétrique et par conséquent ne prend pas en considération la double absence d'une espèce comme étant une mesure de similarité. La présence d'une espèce est plus informative que son absence. Celle-ci peut être due à divers facteurs et ne reflète pas nécessairement une différence dans le milieu (Legendre et Legendre, 1984). L'équation de l'indice de Jacquard s'écrit comme suit :

$$I_J = \frac{100 \times (c)}{a + b + c}$$

où a et b étant respectivement le nombre d'espèces du premier relevé X_a et le nombre d'espèces du deuxième relevé X_b , c étant le nombre d'espèces en commun entre le premier et le deuxième relevé.

Finalement, nous avons utilisé le test du Khi-carré afin de vérifier si la répartition des différents groupements écologiques coïncide avec une répartition théorique probabiliste connue qui est celle du Khi-carré. Ce test est utilisé pour vérifier la qualité de l'ajustement entre distribution théorique et expérimentale (Baillargeon, 1990). Le test du Khi-carré s'avère plus robuste lorsqu'il est appliqué à un échantillon de moyenne et de grande taille. Des valeurs du

Khi-carré doivent être calculées pour chaque groupement écologique. C'est en comparant ces valeurs avec les valeurs limites du Khi-carré qu'on peut évaluer l'écart entre les deux types de distribution observés et estimés (Baillargeon, 1990). Les valeurs du khi-carré (X^2) se calculent comme suit :

$$X^2 = \sum \frac{(x-y)^2}{x}$$

Où x et y représentent respectivement les valeurs observées et estimées. La désignation de la valeur limite théorique de la loi du Khi-carré, se fait par le biais du calcul du nombre de degré de liberté (v). Dans le cas où la valeur expérimentale est supérieure à la valeur limite théorique, nous rejetons l'hypothèse nulle qui stipule que les données observées et estimées sont homogènes. Dans le cas où la valeur expérimentale est inférieure à la valeur théorique limite, l'hypothèse nulle est retenue.

2.7 Perturbations à l'échelle de la végétation et théorie de la perturbation intermédiaire

2.7.1 Définition

Une perturbation est tout phénomène, relativement discret, qui tend à interrompre le fonctionnement d'un écosystème, d'une communauté ou la structure d'une population et qui touche, directement ou indirectement, les ressources, la disponibilité des substrats ou l'environnement physique en général (White and Pickett, 1985). Par conséquent, toute perturbation engendre l'opportunité à d'autres espèces de s'établir. Dans la littérature, la perturbation est considérée comme étant l'un des facteurs majeurs pouvant induire une variation dans la diversité spécifique (Robin et Mackey, 2001). Un événement de perturbation ne peut que diminuer ou maintenir la diversité à son niveau

initial, en aucun cas, la perturbation ne peut faire augmenter directement la diversité spécifique (Collins, 1995). Néanmoins, les perturbations peuvent indirectement créer les conditions nécessaires à un accroissement de la diversité spécifique. En effet, la diversité serait plus influencée par des mécanismes comme la dispersion des graines et des propagules ainsi que leurs germinations et non pas directement par un événement perturbateur (Collins, 1995). Au nord des États-Unis (les prairies), un intense broutage sélectif des graminéoïdes par certains ongulés induisit un accroissement de la diversité spécifique. Cet accroissement est indirectement lié à une mise en disponibilité de nutriments (urines et fèces) et de nouveaux habitats, suite aux perturbations mécaniques reliées aux activités de piétinements du bétail. La perturbation du sol ainsi que son enrichissement sont considérés comme étant des facteurs d'hétérogénéité spatiale. Ces facteurs, comme le piétinement et l'enrichissement du sol sont responsables de l'accroissement de la diversité en altérant la composition spécifique et la structure des communautés végétales d'espèces compétitives-dominantes (Ciska et al., 2008).

Le modèle de la théorie de la perturbation intermédiaire (IDH) prédit une relation quadratique entre fréquence (ou intensité) de perturbation et diversité spécifique (figure 2.11). Ce modèle, développé par Connell (1978) à partir de travaux antérieurs à Watt (1947), Hutchinson (1953; 1963) et Grime (1973), prédit que l'hétérogénéité sera maximale à un niveau de perturbation intermédiaire (Collins, 1992).

La théorie de la perturbation intermédiaire est un des modèles écologiques ayant contribué à consolider la théorie qui stipule que les communautés atteignent rarement un état d'équilibre (Collins et Glenn, 1997). Ce modèle prédit que la diversité serait maximale dans une communauté ayant expérimenté des niveaux intermédiaires de perturbation. En effet, si les épisodes de perturbations deviennent rares, les espèces compétitives tendent à éliminer les espèces moins compétitives et ainsi la diversité se verra réduite. Si,

dans le cas contraire, les perturbations venaient à être plus fréquentes, la majorité des espèces seront localement éliminées et la diversité spécifique amoindrie. À des niveaux de perturbation intermédiaire, la diversité sera maximisée, cela est dû à la présence d'une coexistence entre espèces tolérantes et espèces compétitives dominantes (Collins et Glenn, 1997). Les mêmes auteurs proposent quelques prémisses au fonctionnement de l'IDH :

1. La diversité spécifique est réduite par la compétition interspécifique.
2. Présence d'un compromis entre la tolérance à la perturbation et la compétitivité interspécifique.
3. Compromis entre colonisation et compétitivité interspécifique.
4. Au moins deux étapes de succession sont nécessaires à la végétation.

2.7.2 Quantification et modélisation de la perturbation

Les perturbations peuvent être de nature biotique (ex. herbivorie) ou abiotique (ex. feu). Elles peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Ces perturbations peuvent être aussi classées selon une nature chroniques (ex. herbivorie, prédation) ou épisodiques (ex. glissement de terrain). Chaque perturbation est classée soit comme un gradient de fréquences de perturbations ou comme un gradient d'intensité. Le premier classement concerne les perturbations qui touchent des sites multiples (perturbation spatiale), le second classement (perturbation temporelle) concerne les perturbations dont l'intensité est mesurable selon le temps écoulé suite au dernier épisode de perturbation (Robin et Mackey, 2001).

En ce qui concerne notre étude, nous n'avons pas pris des mesures de biomasse végétale des communautés soumises aux perturbations hydrogéomorphologiques. Les habitats de ces communautés subissent des

changements morphologiques en réponse aux variations de ces perturbations. On s'est donc seulement intéressé aux impacts de ces perturbations sur les habitats ainsi que sa répercussion sur la distribution et la variation de la diversité spécifique de la végétation.

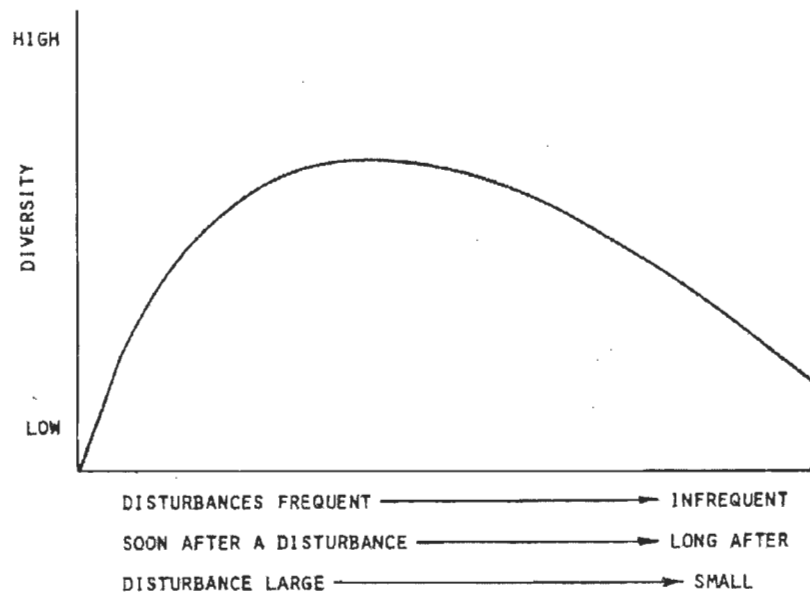


Figure 2.11 : Relation entre intensité de perturbation et diversité spécifique selon le modèle développé par Connell (1978)

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1 Comparaison de l'évolution morphologique des îlots (1926-1996)

La figure 3.1 présente la variation des superficies (incluant les dépôts de sédiments autour des îlots) de trois îlots, entre 1928 et 1995. On peut d'emblée noter que l'évolution morphologique a été caractérisée par une alternance de phases d'érosion et d'accumulation. Cependant, la durée et le bilan sédimentologique de phases varient d'un îlot à un autre. En ce qui concerne le premier îlot, son évolution morphologique a été caractérisée par une phase d'accumulation après la construction du barrage durant laquelle la superficie a presque doublé dénotant ainsi une sédimentation importante. Une phase d'érosion a succédé à cette première phase d'accumulation. Cette érosion a réduit la superficie de l'îlot de l'ordre de 6 % (voir annexe C). Enfin, une seconde phase d'accumulation s'est enclenchée après 1965 durant laquelle la superficie de l'îlot s'est accrue de 21 %. Quant au second îlot (îlot B), durant la phase d'accumulation survenue après la construction du barrage jusqu'en 1975, sa superficie a été multipliée presque par 5. Après cette importante sédimentation, la superficie a commencé à diminuer significativement. Durant cette phase d'érosion, l'îlot a perdu presque la moitié de sa superficie en 20 ans. Enfin, le dernier îlot (îlot C) a connu une très longue phase d'érosion à l'origine d'une perte de superficie de l'ordre de 10 %. Entre 1985 et 1995, une légère accumulation est survenue. Ainsi, la superficie de l'îlot s'est accrue de l'ordre de 4 %.

Étant donné que les trois îlots n'ont pas subi les mêmes changements morphologiques après la construction du réservoir, il devient dès lors intéressant d'analyser les impacts de ces changements sur les caractéristiques physico-chimiques et sur les richesses spécifique et floristique sur ces trois îlots.

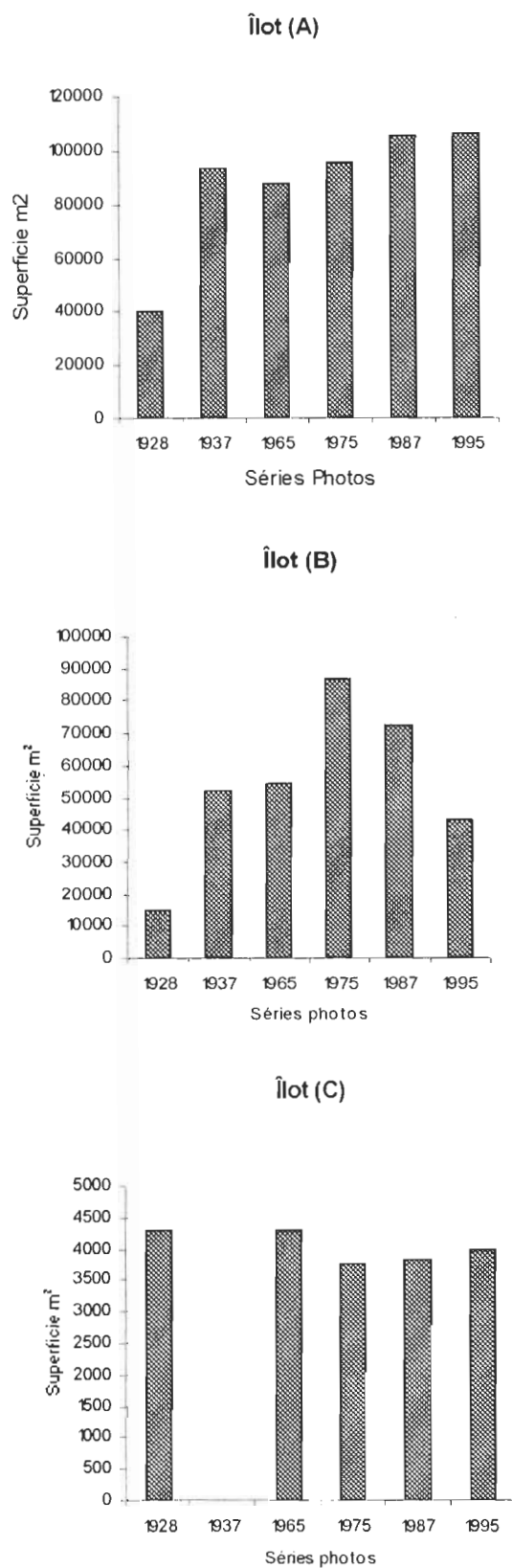


Figure 3.1 : Variation de la superficie des 3 îlots, de 1928 à 1996

3.2 Comparaison des caractéristiques granulométriques entre les îlots et entre les sites d'un même îlot

La figure 3.2 présente les proportions de sable, de limons et d'argiles mesurées sur les trois îlots. Le substrat de ces trois îlots est caractérisé par une forte teneur en sable dont la proportion varie entre 60 % (îlot B) et 80 % (îlot C). Par conséquent, il n'existe aucune différence significative entre les trois îlots en ce qui concerne la teneur en sable. Il en est de même pour la teneur de deux autres classes granulométriques (limon et argile). Il s'ensuit que l'évolution morphologique des îlots n'a pas affecté leur composition granulométrique. Néanmoins, on retiendra que les trois îlots sont caractérisés par une pauvreté en argile.

En ce qui concerne les sites, on observe des différences entre les îlots (figure 3.3). Sur l'îlot C dont l'évolution morphologique a été caractérisée par l'érosion, on observe une hausse relativement importante de limon sur le site situé en amont (site 1). En revanche, sur l'îlot B, cette hausse est observée sur le site exposé au faible courant (site 3). Quant à l'îlot A, caractérisé par le processus d'accumulation, la teneur en limon est faible sur tous les sites sauf en aval. On observe même la quasi-disparition des sédiments fins (limons et argiles) sur le site situé en amont (site 1) et celui exposé au courant fort (site 2).

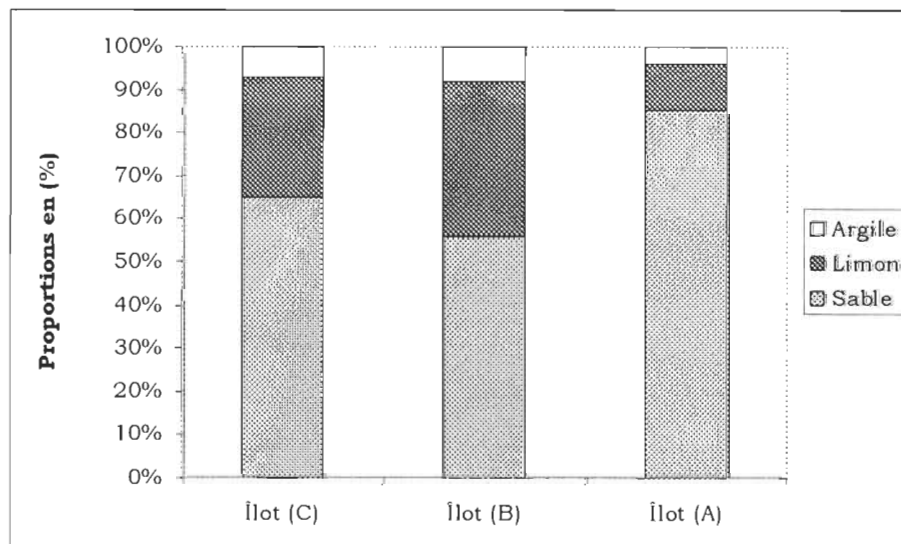


Figure 3.2 : Composition granulométrique des sédiments des 3 îlots (A, B et C sont relativement les îlots; proche du barrage, au milieu du tronçon, proche de la confluence avec la Saint-Maurice)

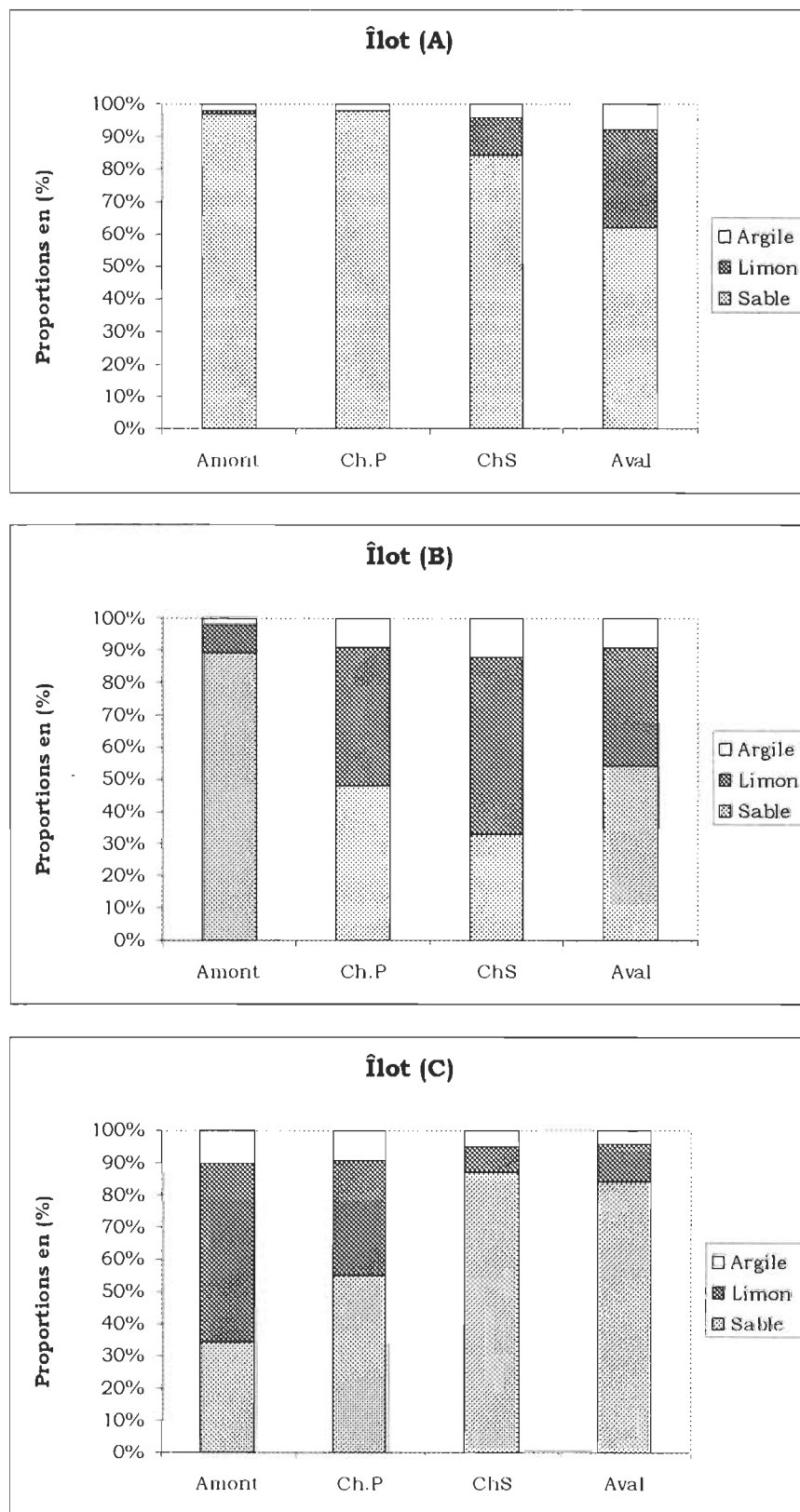


Figure 3.3 : Composition granulométrique des sites pour les 3 îlots (Ch.P = chenal principal; Ch.S = chenal secondaire)

3.3 Comparaison de la composition chimique des sédiments entre les îlots et entre les sites sur un même îlot

Les teneurs en potassium et en phosphore sont quasi les mêmes sur les trois îlots (figure 3.4). Quant à celles de l'azote, on observe, en revanche, une diminution longitudinale (voir p. 73). Elle est ainsi environ deux fois plus élevée sur l'îlot A (îlot d'accumulation), situé près du barrage, que sur l'îlot C (îlot d'érosion) le plus éloigné du barrage. Lorsqu'on analyse les îlots séparément, on tire la même conclusion en ce qui concerne les deux premiers éléments chimiques (figure 3.5). En effet, leur teneur est quasi la même sur tous les sites sur chaque îlot. Quant à l'azote, sa teneur varie, en revanche, en fonction des sites (voir p. 74). Sur l'îlot A, la teneur en azote est plus élevée sur le site amont (site 1) que sur les trois autres sites. Quant à l'îlot B, on observe une teneur en azote plus élevée sur les sites 2 et 3 que sur les sites 1 et 4. Enfin, sur l'îlot C, les sites 3 et 4 sont plus riches en azote que les sites 1 et 2.

3.4 Relation entre les teneurs en éléments chimiques et les proportions des classes texturales

Nous avons calculé une régression multiple entre les teneurs de trois éléments chimiques et les trois classes granulométriques sur les 12 sites de trois îlots (tableau 3.1). Les trois régressions sont significatives (N, P et K sont à chaque fois les variables dépendantes) et leurs coefficients de détermination sont supérieurs à 80 %. Cependant, le phosphore et le potassium ne sont corrélés à aucune classe granulométrique. Quant à l'azote, il est significativement corrélé au sable et au limon. La teneur de cet élément augmente parallèlement au pourcentage du limon et du sable.

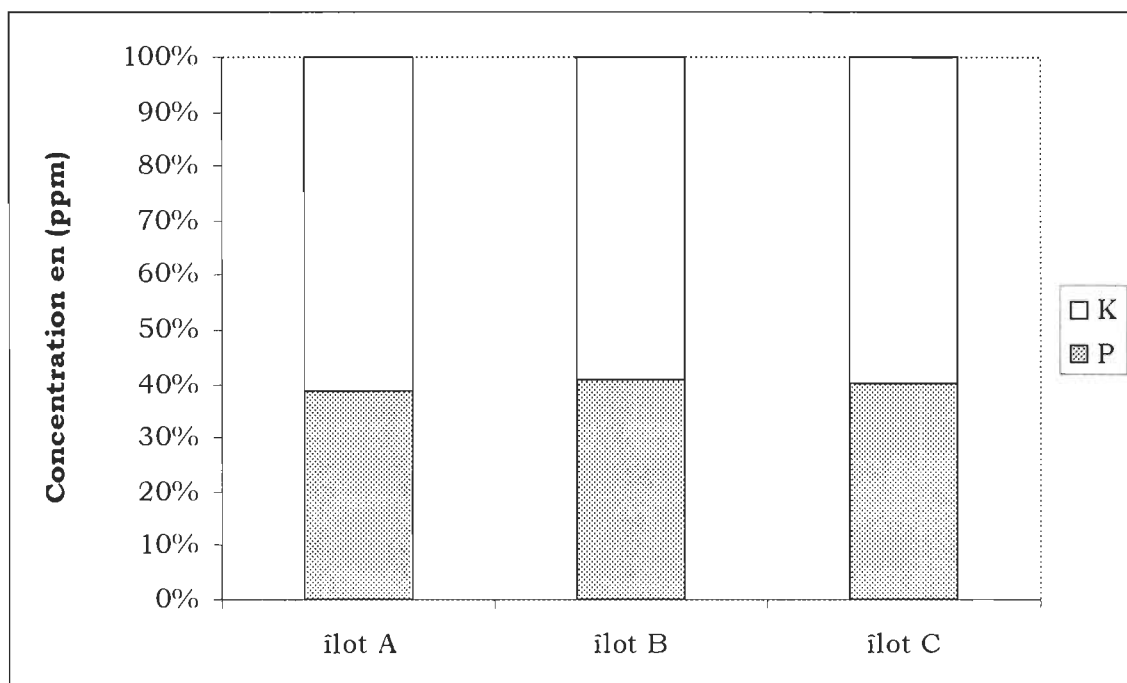


Figure 3.4 : Concentration du potassium et du phosphore des sédiments des 3 îlots (valeurs en ppm)

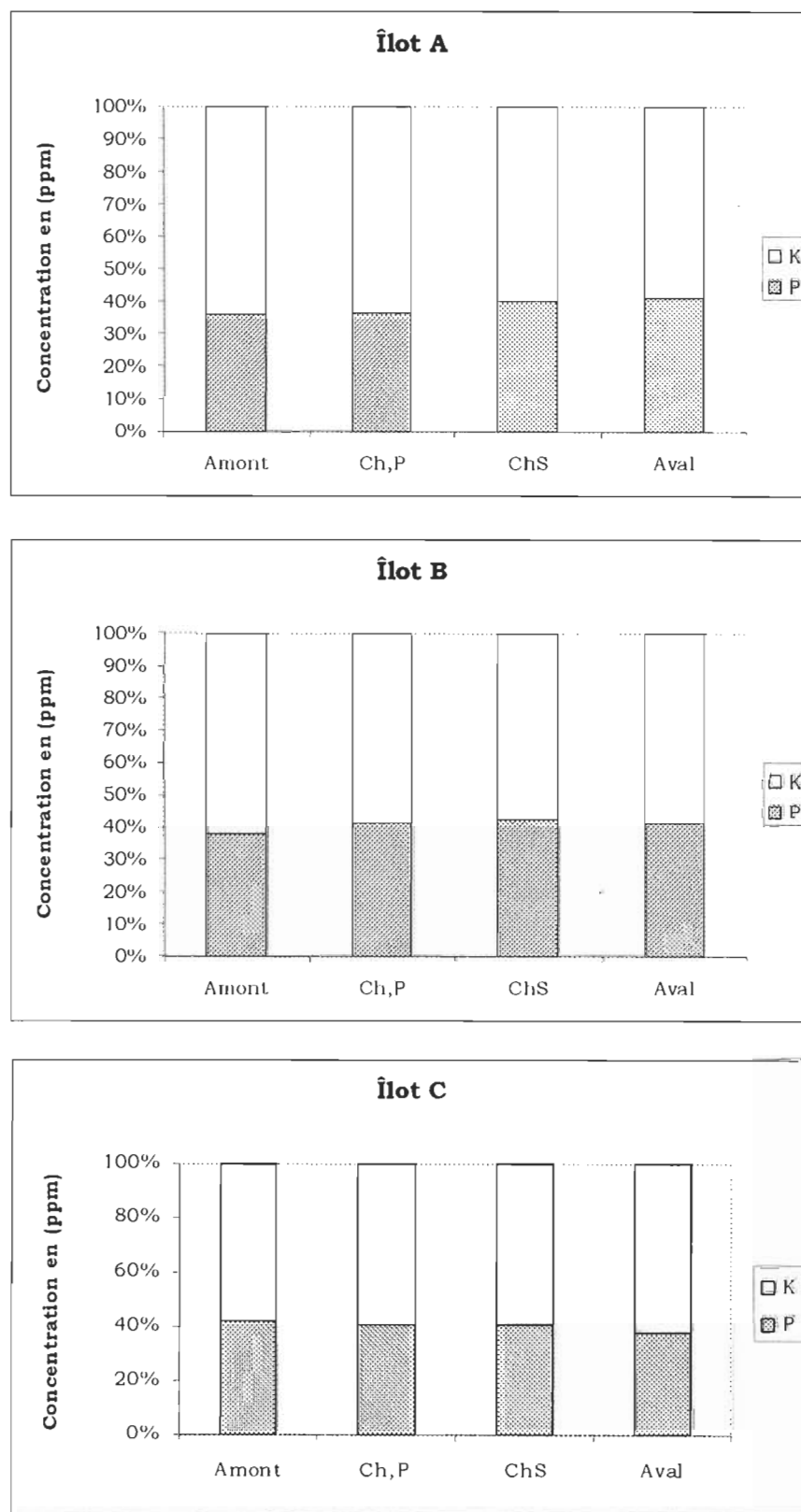


Figure 3.5 : Concentrations des éléments (P) et (K) des sédiments sur les 4 sites pour chaque îlot (valeurs en ppm)

Tableau 3.1

Résultats des régressions linéaires multiples où N, P et K sont les variables dépendantes et SABLE, ARGILE et LIMON sont les variables indépendantes

N est la variable dépendante						
Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	t	P
CONSTANT	-3.627	1.503	0.000	.	-2.413	0.039
SABLE	0.037	0.015	8.437	0.002	2.410	0.039
LIMON	0.048	0.018	9.274	0.002	2.650	0.026
ARGILE
P est la variable dépendante						
Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	t	P
CONSTANT	5.850	0.226	0.000	.	25.882	0.000
SABLE
LIMON	-0.003	0.015	-0.107	0.071	-0.185	0.857
ARGILE	0.148	0.087	0.989	0.071	1.702	0.123
K est la variable dépendante						
Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	t	P
CONSTANT	9.815	0.345	0.000	.	28.439	0.000
SABLE	0.004	0.003	0.889	0.052	1.202	0.260
LIMON
ARGILE	0.001	0.021	0.028	0.052	0.037	0.971

3.5 Comparaison de la richesse spécifique entre les îlots et entre les sites d'un même îlot

La comparaison du nombre d'espèces entre les trois îlots et entre les sites de chaque îlot au moyen de l'analyse de variance à un seul critère de classification a révélé une différence significative entre les îlots d'une part, et, entre les sites d'un même îlot, d'autre part (tableau 3.2). Le nombre total d'espèces est plus élevé sur l'îlot d'accumulation (A) (51 espèces) que sur l'îlot d'érosion (C) (40 espèces) (figure 3.6). En ce qui concerne les sites, pour les trois îlots, on observe une diminution significative du nombre d'espèces de l'amont vers l'aval. En effet, tous les sites situés à l'extrémité aval des îlots possèdent le plus faible nombre d'espèces par rapport aux autres sites situés en amont (figure 3.7). La différence d'espèces entre les sites est particulièrement observée sur l'îlot A (îlot d'accumulation). Sur cet îlot, le site le plus riche en espèces est situé à l'extrémité amont qui compte 4 fois plus d'espèces que le site situé à l'extrémité aval. Ce rapport ne dépasse guère 2 pour les deux autres îlots.

Tableau 3.2

Résultats de l'ANOVA : Comparaison de la richesse spécifique de la végétation pour les 4 sites et les 3 îlots

Source	Somme des carrés	dl	Mean square	Ratio-F	P
Îlots	15.867	2	7.933	3.405	0.035
Sites	72.194	3	24.065	10.327	0.000
ILOTS\$*HABITATS\$	23.502	6	3.917	1.681	0.127
Error	526.628	226	2.330		

Les valeurs statistiquement significatives de p apparaissent en gras.

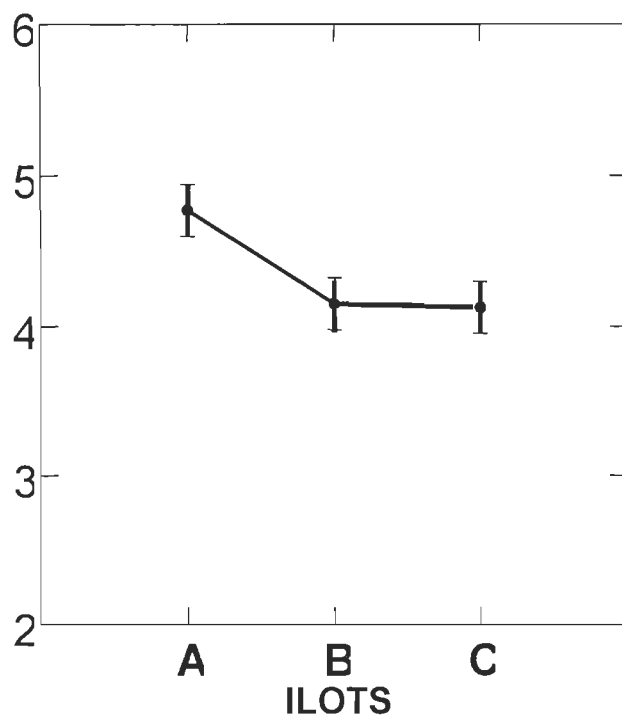


Figure 3.6 : Nombre total d'espèces sur les 3 îlots

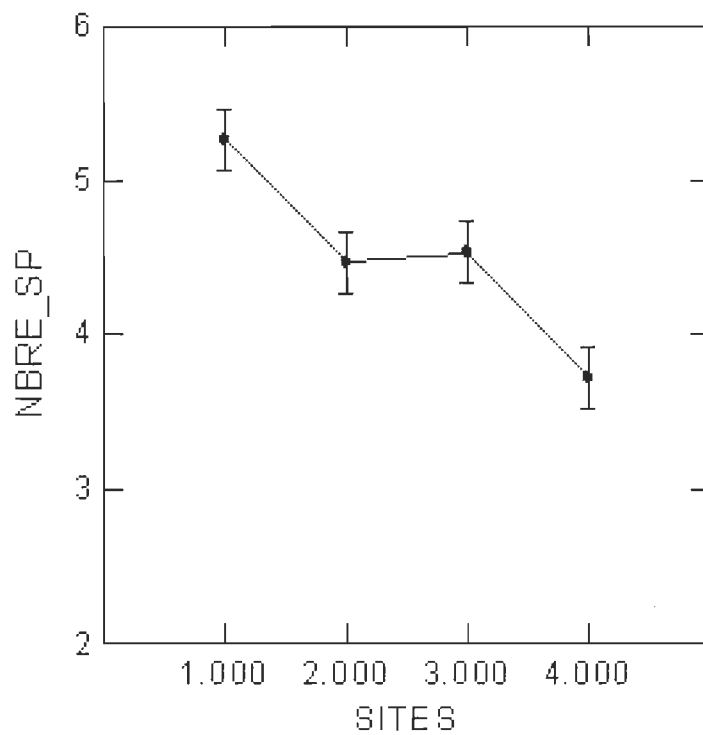


Figure 3.7 : Nombre total d'espèces sur les 4 sites (moyenne des 3 îlots)
(les sites 1, 2, 3 et 4 correspondant respectivement à l'amont, chenal principal, chenal secondaire et aval)

3.6 Comparaison de la richesse floristique entre les îlots et entre les sites d'un même îlot

Nous avons inventorié 77 espèces végétales différentes sur les trois îlots. Le calcul des indices de Jacquard a révélé que la ressemblance floristique est plus forte entre l'îlot d'accumulation (îlot A) et celui d'érosion (îlot C) bien qu'ils soient relativement éloignés l'un de l'autre. En effet, près de la moitié d'espèces sont communes sur les deux îlots. Parmi ces espèces communes, on peut citer : *Abies balsamea*, *Aralia nudicaulis*, *Betula papyrifera*, *Fallopia cilinoda*, *Glyceria mellicaria*, *Ribes glandulosum*, *Sambucus racemosa*, *Sium suave*, etc. Quant à l'îlot B, il a presque le même nombre d'espèces en commun avec les deux îlots. Lorsqu'on compare les trois îlots, ils ont en commun 21 espèces, soit 27 % du nombre total d'espèces. Parmi ces espèces, on peut citer : *Alnus rugosa*, *Calamagrostis canadensis*, *Carex vesicaria*, *Clematis virginica*, *Eupatorium maculatum*, *Iris versicolor*, *Onoclea sensibilis*, etc.

En ce qui concerne les sites d'un même îlot, les valeurs des indices de Jacquard varient entre 27 et 52 % sur l'îlot d'accumulation (îlot A), entre 19 et 37 % sur l'îlot B et 24 et 50 % sur l'îlot C (tableau 3.3). Par conséquent, ce sont les îlots d'accumulation (îlot A) et d'érosion (îlot C) où la ressemblance spécifique est relativement élevée entre certains sites. Cependant, ce ne sont pas les mêmes sites qui présentent un fort pourcentage d'espèces communes. Il en est de même en ce qui concerne les sites avec un faible pourcentage d'espèces communes. Par conséquent, on ne peut pas tirer une topologie de similitude d'espèces en fonction de l'évolution morphologique.

En ce qui concerne les espèces exclusives, c'est-à-dire les espèces qui ne se retrouvent qu'exclusivement sur un même site, on constate que tous les sites situés à l'extrémité aval des îlots ne possèdent aucune espèce exclusive. Sur l'îlot A d'accumulation, le site (1) situé à l'extrémité amont possède en revanche le nombre le plus élevé d'espèces exclusives (19 espèces sur 51).

Quant aux îlots B et C, c'est le site C, situé au bord du chenal secondaire, qui possède le plus grand nombre de ce type d'espèces (tableau 3.3).

Tableau 3.3

Indices de Jacquard (en %) entre sites pour chacun des 3 îlots

Îlot A	Amont	Chenal pr.	Chenal sc.	Aval
Amont	100	34,78	38,77	27,27
Chenal pr.	34,78	100	37,5	52,38
Chenal sc.	38,77	37,5	100	40,74
Aval	27,27	52,38	40,74	100
Îlot B	Amont	Chenal pr.	Chenal sc.	Aval
Amont	100	36,6	19,5	36
Chenal pr.	36,6	100	33,3	31,8
Chenal sc.	19,5	33,3	100	37,03
Aval	36	31,8	37,03	100
Îlot C	Amont	Chenal pr.	Chenal sc.	Aval
Amont	100	42,4	50	36
Chenal pr.	42,4	100	36,1	40
Chenal sc.	50	36,1	100	24,13
Aval	36	40	24,1	100

3.7 Comparaison de la répartition des espèces végétales des différents groupes écologiques entre les îlots et entre les sites d'un même îlot

Les trois groupes écologiques sont présents sur les trois îlots, mais à des proportions différentes (figure 3.8). Sur l'îlot A d'accumulation, ce sont les espèces facultatives des milieux humides qui sont les plus nombreuses. Leur

nombre diminue légèrement sur l'îlot B au détriment des espèces inféodées aux milieux humides. Sur le dernier îlot, les espèces terrestres deviennent dominantes. Quant aux sites situés sur un même îlot, tous les trois groupes écologiques sont aussi présents à l'exception du site situé à l'extrémité aval de l'îlot C (figure 3.9). Aucune espèce du milieu terrestre n'a été observée. Pourtant, ces espèces sont dominantes sur les autres sites.

Quant à l'îlot A, les espèces des milieux facultatifs des milieux humides sont dominantes seulement sur le site situé à l'extrémité. Sur les deux autres sites, ce sont les espèces inféodées aux milieux humides qui deviennent plus nombreuses que celles des autres milieux (figure 3.9).

Enfin, sur l'îlot B, on observe une codominance sur plusieurs sites. Une codominance des espèces des milieux facultatifs sur les sites situés aux extrémités amont et aval de l'îlot. Une autre codominance entre les espèces des milieux terrestres et les espèces facultatives des milieux humides est observée sur le site situé au bord du chenal secondaire (figure 3.9).

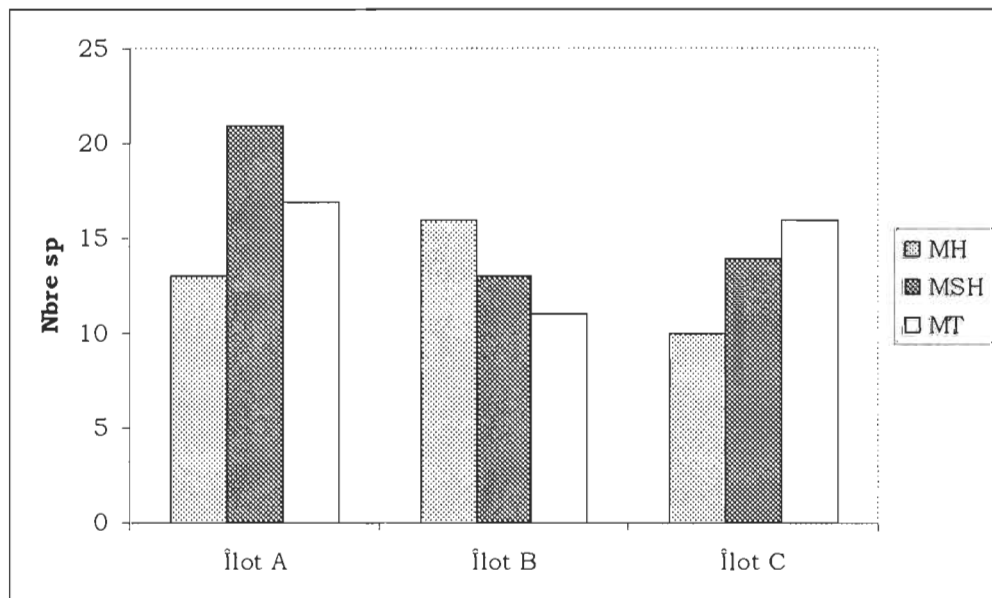


Figure 3.8 : Répartition des 3 groupes écologiques sur les 3 îlots (MH : milieu humide; MSH : milieu semi-humide et MT : milieu terrestre)

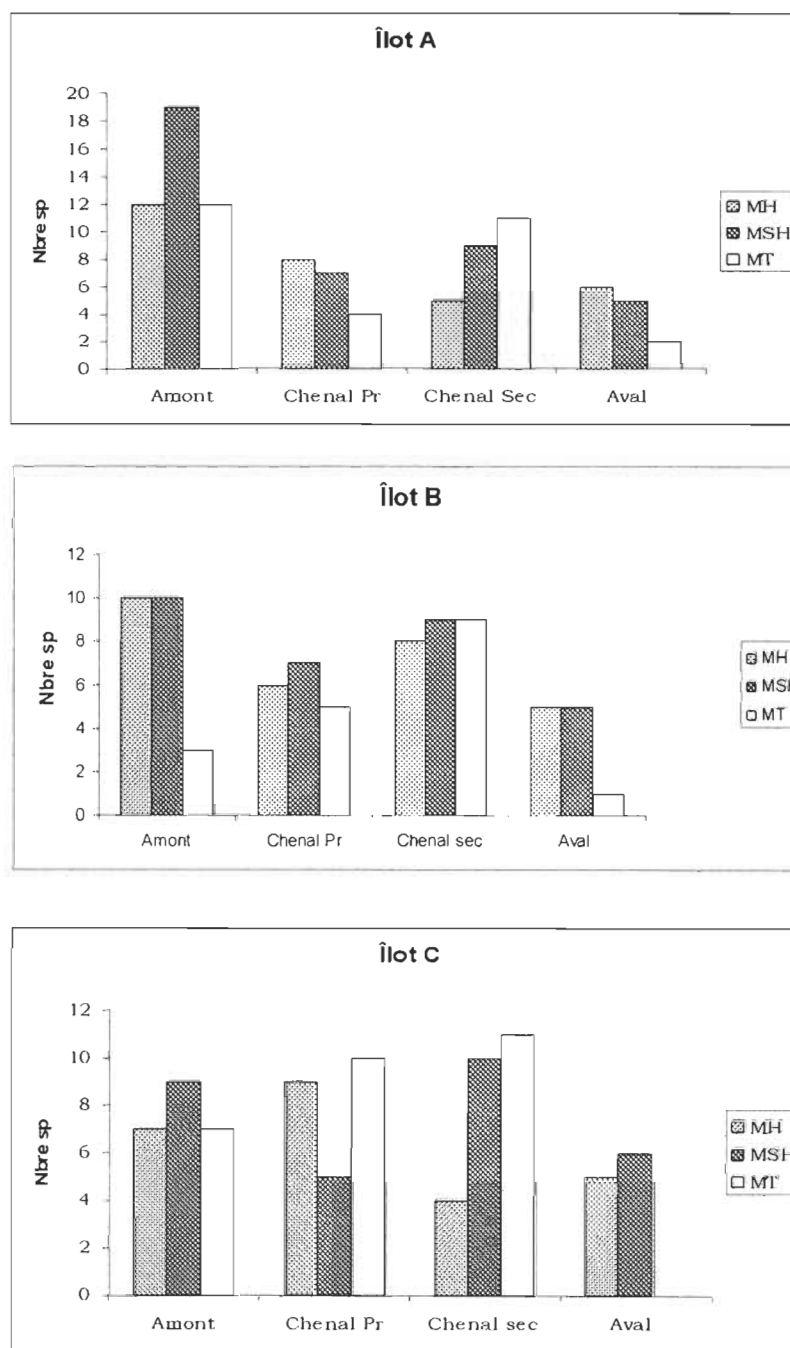


Figure 3.9 : Répartition des 3 groupes écologiques sur les 4 sites pour chaque îlot

3.8 Relation entre la richesse spécifique et les variables environnementales

Les résultats de l'analyse de régression multiple pas à pas sont consignés dans les tableaux 3 et 4. En ce qui concerne le nombre total d'espèces, il est exclusivement influencé par la variable habitat (site). Le nombre d'espèces diminue de l'extrémité amont vers l'extrémité aval de l'îlot (figure 3.10). Si on tient compte des espèces en fonction de leur groupe écologique, on observe qu'en ce qui concerne les espèces inféodées aux milieux humides, leur nombre est corrélé à plusieurs variables : habitat (sites), les concentrations en phosphore et en azote ainsi que la teneur en sable. On observe une diminution du nombre de ces espèces de l'amont en aval (figure 3.11).

Quant aux espèces facultatives des milieux humides, leur nombre est significativement corrélé exclusivement à l'habitat. À l'instar du nombre total d'espèces, on observe une variation longitudinale de leur nombre sur les îlots : une diminution globale de l'amont vers l'aval (tableau 3.4.3 et figure 3.12). Enfin, le nombre d'espèces terrestres est corrélé à trois variables : l'habitat, la teneur en sable et en argile (tableau 3.4.4 et figure 3.13).

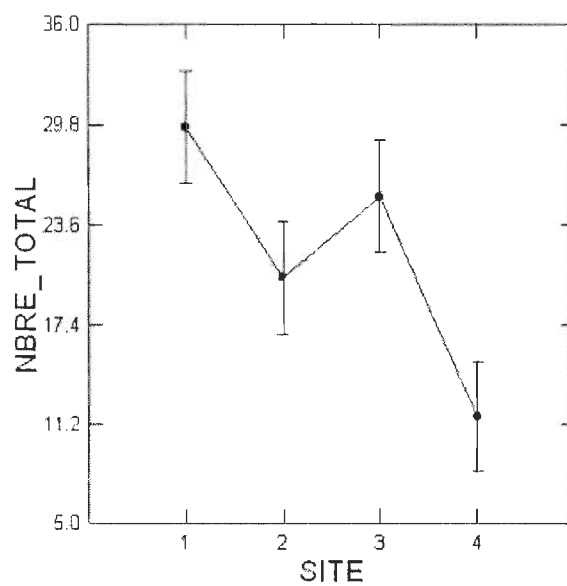


Figure 3.10 : Relation entre la variable *site* et le nombre total d'espèces

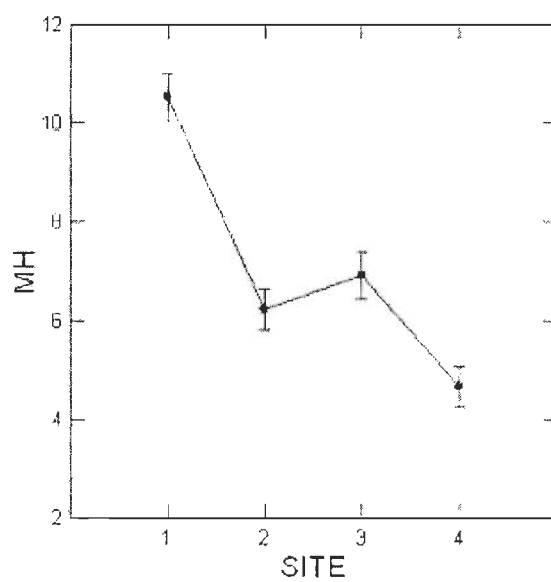


Figure 3.11 : Relation entre la variable *site* et le nombre d'espèces des milieux humides (MH)

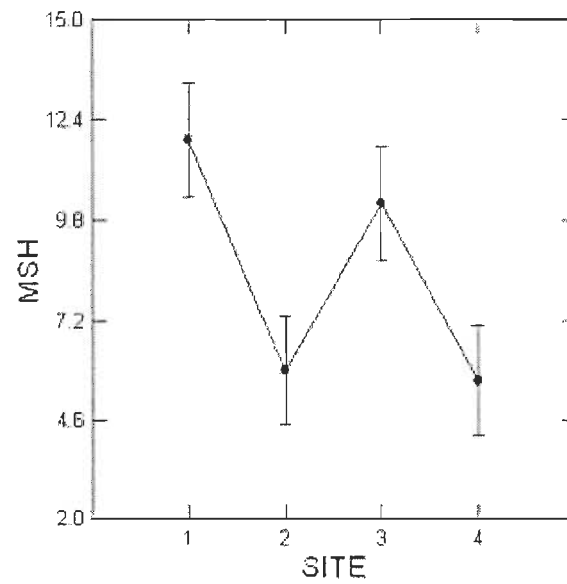


Figure 3.12 : Relation entre la variable *site* et le nombre d'espèces des milieux semi-humides (MSH)

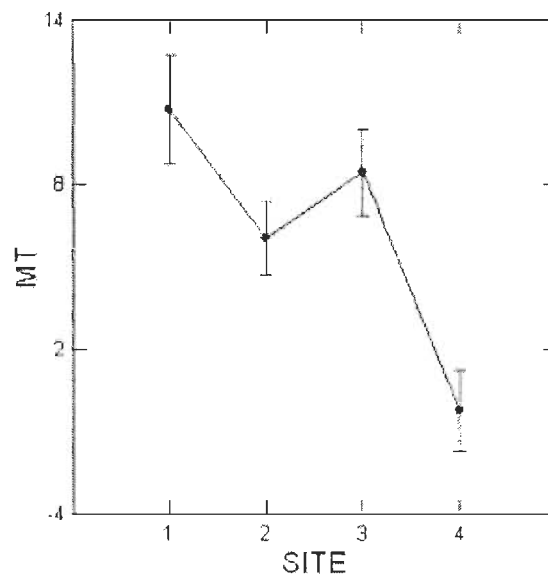


Figure 3.13 : Relation entre la variable *site* et le nombre d'espèces des milieux terrestres (MT)

Tableau 3.4.1

Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre total d'espèces étant la variable dépendante

Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	dl	F-ratio	p
P	-8.786	7.202	-0.538	0.121	1	1.488	0.289
K	45.253	30.770	0.523	0.186	1	2.163	0.215
Sable	0.504	0.463	1.383	0.015	1	1.189	0.337
Argile	0.000	2.774	0.000	0.018	1	3.775	0.124
Site	.	.	.	0.205	3	10.491	0.023
Dernier pas de la régression (variable retenue)							
Site	.	.	.	0.667	3	4.932	0.032

Les valeurs statistiquement significatives de p apparaissent en gras.

Tableau 3.4.2

Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre d'espèces des milieux humides étant la variable dépendante

Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	dl	F-ratio	p
N	-28.594	4.897	-1.250	0.162	1	34.098	0.002
P	-4.502	1.109	-1.000	0.123	1	16.495	0.007
Sable	0.214	0.034	1.823	0.087	1	39.048	0.001
Site	.	.	.	0.315	3	19.670	0.002

Les valeurs statistiquement significatives de p apparaissent en gras.

Tableau 3.4.3

Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre d'espèces facultatives des milieux humides étant la variable dépendante

Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	dl	F-ratio	p
P	-6.050	3.884	-0.835	0.134	1	2.427	0.170
Argile	0.472	0.547	0.436	0.151	1	0.746	0.421
Site	.	.	.	0.601	3	4.848	0.048
Dernier pas de la régression (variables retenues)							
P	-2.984	1.546	-0.412	0.812	1	3.725	0.095
Site	.	.	.	0.601	3	4.863	0.039

Les valeurs statistiquement significatives de p apparaissent en gras.

Tableau 3.4.4

Résultats de la régression linéaire multiple, le nombre d'espèces des milieux terrestres étant la variable dépendante

Effet	Coefficient	Erreur std	Coefficient std	Tolérance	dl	F-ratio	p
N	24.224	29.318	0.590	0.068	1	0.683	0.469
P	0.612	4.344	0.076	0.120	1	0.020	0.897
K	34.414	26.165	0.805	0.093	1	1.730	0.280
Sable	0.458	0.304	2.540	0.012	1	2.260	0.230
Argile	0.000	1.770	0.000	0.016	1	3.544	0.156
Site	.	.	.	0.137	3	6.475	0.080
Dernier pas de la régression (Variables retenues)							
Sable	0.483	0.205	2.683	0.022	1	5.580	0.056
Argile	0.000	1.421	0.000	0.020	1	5.656	0.055
Site	.	.	.	0.269	3	9.443	0.011

Les valeurs statistiquement significatives de p apparaissent en gras.

CHAPITRE IV

DISCUSSION ET CONCLUSION

L'analyse diachronique des îlots en aval du réservoir Matawin depuis 1926 a révélé globalement trois types d'évolution morphologique différents.

- L'évolution morphologique caractérisée par une accumulation après la construction du réservoir. Ce processus a été observé dans le bief situé près du barrage. La superficie de l'îlot A analysé dans ce bief a plus que doublé depuis la construction du barrage.
- L'évolution morphologique caractérisée par une alternance des phases d'érosion et d'accumulation. Cette alternance a été observée sur l'îlot B situé à la mi-distance entre le barrage et la confluence de la rivière Matawin, c'est-à-dire dans le bief moyen du tronçon situé en aval du barrage. La phase d'accumulation est survenue après la construction du barrage en 1930 jusqu'en 1975. Durant cette phase, la superficie de l'îlot analysé a presque quintuplé. Durant la phase d'érosion qui s'en est suivie après 1975, la superficie de l'îlot a diminué de moitié.
- L'évolution morphologique caractérisée par une érosion. Ce processus a affecté l'îlot C situé dans le secteur près de la confluence (bief inférieur du tronçon situé en aval du barrage). La superficie de l'îlot analysé a connu une diminution de l'ordre de 7 %.

4.1 Analyse des facteurs d'influence de l'évolution morphologique des îlots

L'évolution des chenaux et des formes géomorphologiques (îlots et bancs) en aval d'un barrage dépend de quatre facteurs :

1. L'ampleur des changements des débits.
2. L'ampleur de la diminution de la charge sédimentaire.
3. La distance par rapport au barrage.
4. L'apport des affluents en aval du barrage.

En ce qui concerne l'ampleur des changements de débits en aval du réservoir Matawin, l'étude de Fortier et al. (2008) a révélé un changement important de la variabilité interannuelle des caractéristiques fondamentales des crues. En effet, ces auteurs ont observé une baisse significative de la durée des débits de fortes crues (crues supérieures ou égales à la crue annuelle) après 1963 (tableau 4.1 et figure 4.1). Cette baisse fut attribuée au changement de mode de gestion de crues à la suite de la nationalisation du secteur énergétique au Québec. Rappelons que le réservoir Taureau sur la rivière Matawin et les autres réservoirs dans le bassin versant de la rivière Saint-Maurice furent construits et exploités par La Shawinigan Power Company jusqu'en 1962. Après cette date, Hydro-Québec en devint propriétaire après la nationalisation du secteur énergétique décrétée par le Ministre des ressources naturelles de l'époque, Monsieur René Lévesque. Ce changement de propriétaire a modifié le mode de gestion de crues en aval du réservoir Taureau. Il s'est traduit par une hausse significative de la durée de fortes crues (elle a été multipliée par 5 après 1963). Ceci a entraîné une baisse significative de leur magnitude et de leur fréquence.

La comparaison entre l'évolution morphologique des îlots et celle des crues révèle qu'en ce qui concerne l'îlot A situé près du barrage, après la phase

de sédimentation importante survenue juste après la construction du barrage, la superficie de l'îlot a diminué entre 1937 et 1965. Pendant cette période, la magnitude des débits de crues était relativement élevée. Après cette date, la magnitude des débits a diminué parallèlement à la hausse de la superficie de cet îlot. Il existerait donc un certain lien entre l'évolution de la superficie de l'îlot A et celle de débits de crues. En effet, avant 1965, après la forte sédimentation survenue juste après la construction du barrage, cet îlot a surtout connu une érosion, car sa superficie a diminué. Cette diminution pourrait être reliée à la magnitude des crues, qui est restée relativement élevée. Après la nationalisation, cette magnitude a significativement diminué favorisant ainsi une sédimentation importante au niveau de l'îlot.

La forte sédimentation observée juste après la construction du barrage est un phénomène couramment observé en aval des barrages après leur mise en eau. En effet, après cette mise en eau, on observe une forte érosion des berges en aval des barrages en raison de la diminution de la charge sédimentaire transportée par l'eau (effet de l'eau claire). Les sédiments provenant de cette érosion vont ainsi s'accumuler sur les bancs et sur les îlots qui sont les milieux préférentiels de sédimentation. Ceci explique l'augmentation importante de la superficie de l'îlot A entre 1928 (année de mise en eau du barrage) et 1937.

Quant à l'îlot B, l'évolution de sa superficie ne semble pas être corrélée directement à celle des débits de crues. En effet, la phase de sédimentation, survenue entre 1928 et 1975, correspond à celle de la hausse de la magnitude des débits et la phase d'érosion, survenue entre 1975 et 1995, correspond plutôt à celle de la baisse de la magnitude de fortes crues. L'année 1975 qui correspond au changement de phase est postérieure à l'année 1962 après laquelle il se produisit un changement de mode de gestion de débits de crues en aval de Matawin. Quel est alors l'événement qui pourrait expliquer le changement de processus morphologique en 1975 sur cet îlot?

Enfin, en ce qui concerne l'îlot C, le plus éloigné du barrage, l'évolution de sa superficie présente un certain lien avec celle des débits de crues en aval du barrage. En effet, la phase d'érosion (diminution de la superficie) correspond à celle des débits de crues les plus élevés. Toutefois, pour les débits, cette phase de hausse s'arrête en 1964 alors que celle de l'érosion se poursuit jusqu'en 1975. Après cette date, la superficie de l'îlot tend, en revanche, à augmenter parallèlement à la diminution de la magnitude des débits. Mentionnons aussi qu'à l'instar de l'îlot B, le changement de processus morphologique (érosion/accumulation) est survenu après 1975.

Pour tenter de comprendre ce qui s'est passé durant la décennie 70 (après 1975), nous avons analysé les débits de la rivière en amont du barrage. La figure 4.1 révèle que la magnitude des débits de fortes crues a augmenté durant la décennie 70 contrairement en aval du barrage. Cette hausse a été aussi observée dans presque toutes les rivières naturelles du Québec (Assani et al., 2006). Selon Probst (1992), la décennie 70 fut la plus humide en Amérique du Nord. Quel pourrait alors être le rapport entre cette hausse des débits en rivières naturelles et l'évolution morphologique des îlots en aval du barrage Matawin? Lorsqu'on s'éloigne du barrage, les débits de la rivière augmentent en raison de l'apport des affluents (ceux-ci ne sont pas influencés par le barrage). Cette augmentation des débits se fait progressivement de l'amont vers l'aval. Ainsi, les débits mesurés à 10 km du barrage (au niveau de l'îlot A) seront inférieurs aux débits mesurés à 40 km du barrage (au niveau de l'îlot B) en raison de l'apport des affluents. Entre les deux îlots, la rivière Matawin reçoit plusieurs affluents qui peuvent ainsi faire augmenter significativement les débits. Durant la décennie 70, les apports de ces affluents auraient augmenté significativement les débits au niveau des îlots B et C, situés loin du barrage. Cette augmentation pourrait expliquer l'érosion de l'îlot B. En revanche, elle ne peut pas expliquer l'accumulation au niveau de l'îlot C, observée après 1975. Un autre facteur serait en cause dans ce processus d'accumulation. L'explication la plus plausible est la diminution de la

compétence de la rivière au niveau de l'îlot C par rapport à celle de la rivière au niveau de l'îlot B. En raison de la diminution de la pente, la compétence d'une rivière à transporter les sédiments érodés diminue de l'amont en aval. Parallèlement à la diminution de cette compétence, la quantité des sédiments déposés par la rivière dans les zones de sédimentation augmente. Cette diminution de la compétence pourrait expliquer la sédimentation observée après 1975 au niveau de l'îlot C. L'augmentation des débits après 1975 aurait provoqué celle de la charge sédimentaire de la rivière consécutive aux apports des affluents et l'érosion des dépôts (bancs et îlots) dans le lit mineur. En raison de la diminution de la compétence de la rivière vers l'aval, une sédimentation se serait produite au niveau de l'îlot C.

Dans la littérature, il existe très peu de travaux sur l'évolution morphologique des îlots en aval des barrages. Assani et Petit (2004) ont analysé l'évolution des petits îlots en aval du barrage de Butgenbach en Belgique sur un tronçon de 7 km. Ils ont observé que tous les îlots étaient soumis à l'érosion, mais à de degrés divers. Il faut mentionner que le régime des débits de crues en aval de ce barrage était différent de celui de la rivière Matawin. En effet, en aval du barrage de Butgenbach, on lâchait quotidiennement des débits proches au débit à plein bord pendant l'hiver. Ainsi, le pouvoir érosif de ce débit était particulièrement élevé et expliquerait l'érosion systématique de tous les îlots en aval. De plus, contrairement à la rivière Matawin, il n'y avait aucun affluent important qui pouvait influencer de manière significative les débits en aval des barrages. Ces facteurs peuvent expliquer la différence dans l'évolution morphologique des îlots observée dans les deux rivières.

En outre, l'évolution de la strate végétale a aussi été calculée depuis 1928. En effet, en ce qui concerne la végétation, l'analyse diachronique nous a révélé que la végétation sporadique, composée davantage d'espèces pionnières, a été peu à peu remplacée par une couverture arborescente plus

dense. La végétation riparienne aura colonisé entre 1928 et 1996 des superficies de 11837 m² et de 3156 m² respectivement sur l'îlot A et B (les données de l'îlot C sont inexploitable). Ainsi, la superficie occupée par la végétation depuis 1928, a augmenté de 188 % et de 851 % respectivement sur l'îlot A et B. Une plus grande disponibilité des habitats stables et moins perturbés semble caractériser les formes du lit mineur depuis la construction du barrage Taureau. Ces habitats, plus stables, ont été convoités par les espèces arbustives et arborescentes. Par le biais d'une analyse diachronique couvrant 60 ans d'évolution géomorphologique, Whited et al. (2007) ont observé sur un large tronçon de la rivière Flathead au nord-ouest du Montana que la végétation était caractérisée par des alternances de phase de régénération-colonisation et de maturation de la forêt riparienne. Cette alternance de phase témoigne d'une forte variation dans l'intensité des perturbations sur une échelle décennale. Cette alternance entre périodes de forte, de moyennes et de faibles crues ne semble pas caractériser le régime hydrologique du tronçon régularisé en aval du barrage Taureau depuis 1928. La diminution de la magnitude et des débits des fortes crues sur ce tronçon semble modérer l'effet des fortes crues sur la végétation. L'établissement ainsi que le développement d'espèces des stages tardifs de la succession végétale semblent être facilités par la diminution des fortes crues (crues de débordements) suite à l'artificialisation du régime naturel.

Tableau 4.1 : Taux de variation des valeurs moyennes des caractéristiques des fortes crues en aval du barrage de la rivière Matawin après 1964

Caractéristiques	1934-1964	1965-1994	Taux de variation (%)
Magnitude	161.4 (23.99)	131.7 (13.83)	-18
Durée (jours)	5 (3.7)	28 (20.1)	+ 460
Fréquence	10.4 (4.04)	2.7 (2.39)	-74
Variabilité (%)	20.5 (8.89)	11.9 (6.98)	-40

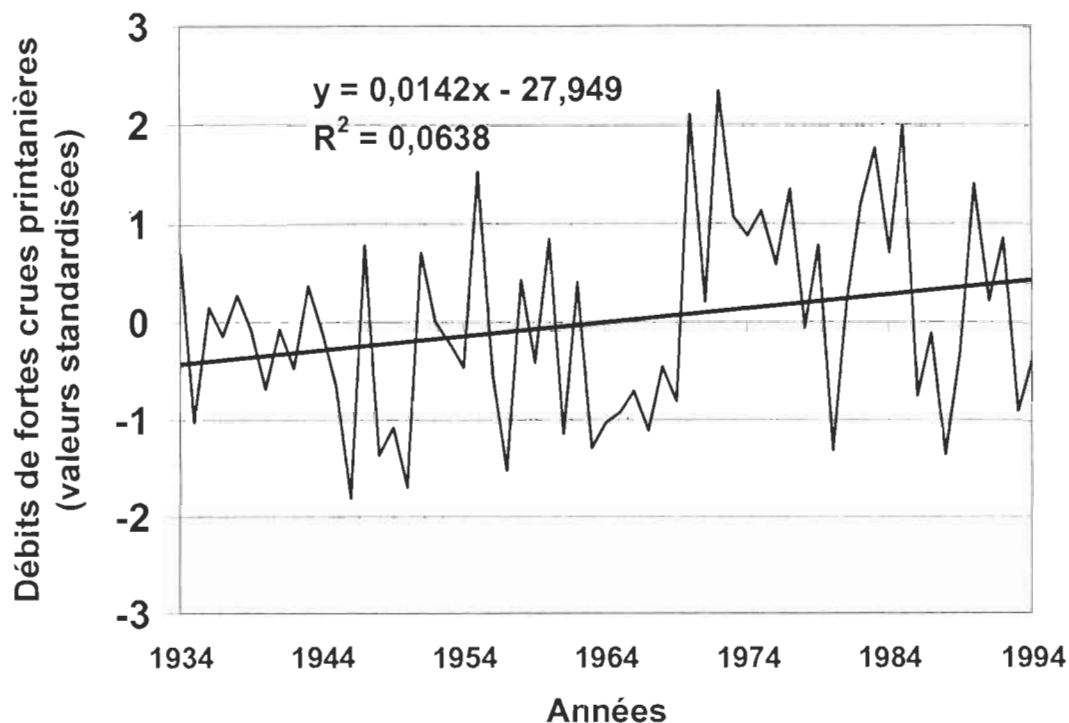


Figure 4.1 : Magnitude des fortes crues sur la rivière Matawin en amont du barrage Taureau

4.2. Relation entre évolution morphologique et caractéristiques physico-chimiques des îlots

La comparaison de la granulométrie des îlots en fonction de leur évolution morphologique n'a révélé aucune influence significative de l'évolution morphologique sur les proportions de trois classes granulométriques (sables, limons et argiles). Ces proportions sont réparties de manière sensiblement égale sur les trois îlots. L'absence de cette influence pourrait être expliquée par les deux facteurs suivants :

- L'homogénéité des conditions lithologiques en aval du barrage. Rappelons que le chenal de la rivière Matawin incise alternativement et régulièrement les dépôts sableux et les dépôts caillouteux, ou parfois des bancs rocheux. Un même type de dépôt présente peu de différence texturale d'un site à un autre.

- La faible teneur en éléments fins. La construction d'un barrage affecte en premier le transfert de l'amont en aval de la charge sédimentaire de fond. La charge sédimentaire en suspension, bien que piégée dans le réservoir, peut facilement transiter de l'amont vers l'aval d'un barrage. En s'accumulant dans des zones de sédimentation comme sur les îlots, elle peut provoquer une différence granulométrique entre les zones de sédimentation. Dans le cas de la rivière Matawin, la quantité de la charge en suspension est trop faible en raison de la nature lithologique des dépôts drainés par la rivière (trop sableux) et, dans une moindre mesure, l'absence des activités agricoles dont l'érosion des sols aurait constitué une source des sédiments fins.

Cependant sur un même îlot, on a observé de différence entre les sites. Cette différence serait due en grande partie à la dynamique de courant. Les sites exposés au courant fort sont globalement pauvres en éléments fins. En effet, Nilsson (1987) et Wilson et al. (1986) affirment qu'on peut situer un site le long d'un gradient d'exposition à la perturbation hydraulique selon la quantification des sédiments fins qui s'y trouvent. Si le site est exposé à l'action directe du courant fort, il se produit ainsi un certain lessivage. En revanche, les sites, moins exposés aux courants forts, sont relativement riches en éléments fins. En d'autres termes, la quantité de sédiments fins retrouvés le long d'un site est fortement révélatrice du degré de perturbation qui prévaut à ce site (Nilsson, 1987). Toutefois, comme la charge sédimentaire transportée est très pauvre en ces éléments, cette différence peut parfois être peu perceptible.

En ce qui concerne la teneur en phosphore et potassium des sédiments, on n'a pas observé de différence significative entre les îlots. En revanche, la teneur en azote s'est caractérisée par une variabilité longitudinale. Elle diminue de l'îlot A, le plus proche du barrage, à l'îlot C, le plus éloigné. Cette diminution longitudinale (de l'amont vers l'aval) de la teneur en azote en aval du barrage pourrait résulter soit de la différence dans l'évolution morphologique des îlots, soit de l'effet de dilution provoqué par la hausse des débits de l'amont vers l'aval

à la suite des apports des affluents comme nous l'avons déjà mentionné. Pour choisir l'un de ces facteurs, il est important de comprendre la dynamique de l'azote dans les écosystèmes fluviaux.

Selon Pinay et al. (2002), trois principes fondamentaux règlent le cycle et le transfert de l'azote dans les rivières.

- La forme (organique ou minérale) dans laquelle l'azote est libéré affecte le fonctionnement de l'écosystème.
- Le contact fréquent entre l'eau et les sédiments augmente la rétention de l'azote dans les sédiments.
- Enfin, les crues et les étiages influencent significativement le cycle de l'azote dans les rivières.

Étant donné que la dilution ne joue qu'une influence très négligeable dans la variabilité longitudinale de la teneur en azote, le seul facteur susceptible d'expliquer la diminution de la teneur en azote sur les trois îlots est la fréquence de contact entre les sédiments et l'eau. L'accumulation des sédiments à un site donné fait durer le contact entre l'eau et les sédiments. Il s'ensuit que l'îlot A caractérisé par le processus d'accumulation peut ainsi contenir plus d'azote que l'îlot C dont les sédiments sont fréquemment remaniés en raison de l'érosion. Le contact entre l'eau et les sédiments devient ainsi moins fréquent.

Par ailleurs, nous avons mis en évidence une relation entre la proportion de la teneur en azote et celle du sable et des limons. Lorsque la proportion de ces éléments augmente, la teneur en azote augmente aussi. Cette corrélation serait due à la dénitrification de l'azote en raison de l'activité bactériologique dans les sols (Pinay et al., 2002). En effet, la présence des éléments fins comme l'argile favorise cette dénitrification provoquant ainsi une baisse de la teneur en azote dans les sédiments.

4.3. Relation entre l'évolution morphologique et la richesse spécifique des îlots

On a observé un lien entre l'évolution morphologique des îlots et le nombre total d'espèces. Ce nombre fut plus élevé sur l'îlot d'accumulation (îlot A) que sur l'îlot d'érosion (îlot C). Quant aux sites sur un même îlot, on a observé que le site le moins exposé au courant (site 4) possède le plus faible nombre d'espèces, peu importe le type de changement morphologique. Ces résultats démontrent que l'évolution morphologique et l'exposition aux courants influencent la richesse spécifique des îlots. Cette influence a été confirmée par l'analyse de la régression multiple. Cette méthode a mis en évidence l'influence de l'habitat sur le nombre d'espèces.

Une communauté végétale peut être soumise à une perturbation dont l'intensité et la fréquence peuvent varier dans le temps ou à un stress environnemental. Ce dernier peut être représenté par un changement graduel des conditions environnementales. Tel est le cas de l'évolution géomorphologique des trois îlots. Ce phénomène en lui-même ne pourrait pas provoquer d'extinctions d'espèces. L'évolution géomorphologique graduelle subie par les trois îlots depuis 1928 se traduit par le transport et la mobilisation de sédiments, le dépôt ou l'érosion de ces derniers. Ces changements sont graduels dans le temps puisqu'ils se sont étalés sur une période de plus de 50 ans et ne peuvent pas provoquer de succession végétale. Le stress environnemental peut être défini comme étant une contrainte prédictible, celle-ci limite la production de biomasse végétale et de la matière organique en général (Grime, 2001).

Si du point de vue écologique, le concept de perturbation est bien défini, son application en géomorphologie pose un sérieux problème malgré un renforcement des liens entre les processus écologiques (succession, tolérance, exclusion et compétition interspécifique) et géomorphologiques au niveau de la littérature. En effet, comment classer les îlots selon un gradient de stress

géomorphologique lorsque certains ont connu une accumulation et d'autres une érosion? Toutefois, en tenant compte des effets de chacun de ces deux processus, on peut élaborer ce gradient. Ainsi, on peut considérer que le gradient de stress augmente de l'accumulation vers l'érosion. Dans le cas d'accumulation, il y a tout simplement un ajout des nouveaux sédiments. Cependant, nous sommes conscients que ces nouveaux sédiments peuvent modifier plus ou moins significativement les propriétés physico-chimiques du site. Mais les impacts induits par ces nouveaux sédiments sur le site seraient limités, car il n'y a pas de mélange entre ces nouveaux sédiments et les anciens. Par contre, dans le cas d'érosion, l'enlèvement des sédiments par l'eau (érosion) peut modifier plus ou moins profondément les caractéristiques physico-chimiques du site. Par conséquent, le degré de stress sera plus important sur un site d'érosion que sur un site d'accumulation. Dans le cas d'un site ayant connu une alternance de phase d'érosion et d'accumulation, cette alternance peut être considérée comme un stress intermédiaire.

À la lumière de ces considérations, on peut classer les trois îlots selon le degré de stress suivant : fort (îlot C d'érosion), moyen (îlot B d'érosion et d'accumulation) et faible (îlot A d'accumulation). En tenant compte de cette classification, on peut donc considérer que le nombre d'espèces diminue en fonction du degré de stress. Il est plus élevé pour une faible perturbation (accumulation) mais faible pour une forte perturbation (érosion).

Connell (1978) a proposé un modèle théorique de distribution spatiale d'espèces fondé sur la relation quadratique entre le degré de perturbation d'un site et le nombre d'espèces (figure 3.6). Selon ce modèle, le nombre maximum d'espèces est observé sur des sites moyennement perturbés. Si la perturbation devient faible les espèces dominantes vont avoir tendance à éliminer les espèces pionnières et ainsi la diversité sera réduite et la communauté végétale atteindra un état d'équilibre (Collins, 1997). Et si elle devint forte, la majorité des espèces ne pourront pas tolérer une telle intensité de perturbation et seront

localement éliminées de cet habitat. Le degré d'extinction des espèces est fonction de la sévérité de la perturbation. Les espèces compétitives dominantes se font sélectivement éliminées en premier des habitats les plus perturbés ouvrant ainsi la niche écologique à de plus faibles compétiteurs (Wilson et Keddy, 1986). Ainsi, l'occupation de l'espace est très réduite dans ce type d'habitat, la majorité du sol est mis à nu. En effet, si la perturbation est forte le substrat inorganique risque d'être découvert (Nilsson, 1987), limitant ainsi la capture de graines, leurs germinations et l'établissement de plantes adultes (Langlade et Décamps, 1995). L'avantage compétitif que détiennent les espèces dominantes devient un inconvénient en habitat perturbé. En effet, de longues tiges, une morphologie ainsi qu'une surface foliaire plus développée, font que ces espèces dominantes sont plus exposées à l'effet destructeur des perturbations hydrogéomorphologiques. Par conséquent, les espèces responsables de la recolonisation après une forte perturbation doivent avoir une morphologie en rosette. Celle-ci leur confère une meilleure résistance aux actions des vagues et des courants forts. Ainsi, le cycle vital de ces espèces pionnières doit être caractérisé par une dispersion rapide des graines, un établissement et une croissance rapide, une reproduction précoce et prolifique ainsi qu'une petite taille à la maturité (Platt et Connel, 2003).

Appliqué à notre cas d'étude, le modèle de Connel ne rend pas compte de la distribution spatiale du nombre d'espèces en fonction du gradient de perturbation géomorphologique subi par les trois îlots tel que nous venons de le définir. En effet, l'îlot A, le moins perturbé géomorphologiquement, possède un plus grand nombre d'espèces que les deux autres îlots. À première vue cette différence s'explique par la classification du gradient de perturbation géomorphologique que nous proposons. En effet, dans le cas de la rivière Warche en Belgique, Assani et al. (2006) ont observé une relation entre le degré d'érosion des îlots et le nombre d'espèces. Le nombre d'espèces était très élevé sur les îlots ayant subi une érosion moyenne alors que les îlots les moins érodés et les plus érodés avaient moins d'espèces. Cet exemple suggère que

dans la définition du gradient d'une perturbation, il faut tenir compte du même type de perturbation, soit l'érosion ou soit l'accumulation pour pouvoir comparer avec le modèle de Connel. En tenant compte de cette suggestion, on peut d'abord classer les trois îlots selon le gradient d'accumulation ou celui d'érosion. Selon le premier type de perturbation, on peut considérer que l'îlot A est le plus perturbé, car il a connu une forte accumulation et l'îlot C, le moins perturbé. Selon le modèle de Connel, le nombre d'espèces devrait donc être plus faible sur l'îlot A que sur l'îlot C. Or, on observe le contraire. Lorsqu'on classe les îlots selon le gradient d'érosion, l'îlot A serait le moins perturbé. Mais la répartition du nombre d'espèces sur les trois îlots selon ce gradient ne correspond pas au modèle de Connel. En conclusion, le modèle de Connel ne prédit pas la distribution spatiale des espèces sur les trois îlots en fonction d'une perturbation (stress) géomorphologique. Du point de vue géomorphologique, un site soumis à une érosion devrait présenter moins d'espèces qu'un site soumis à une accumulation en raison de l'appauvrissement du stock en graines qui sont emportées fréquemment par les eaux. Sur un site d'accumulation, les graines sont relativement bien protégées et peuvent ainsi assurer la diversité spécifique pour autant que d'autres facteurs comme une accumulation importante des sédiments fins ou une croissance rapide des espèces dominantes viennent empêcher la germination des espèces moins compétitives.

Nous avons appliqué le même modèle de Connel pour vérifier s'il pouvait prédire le nombre d'espèces sur les différents sites d'un même îlot. La classification des sites a été ainsi faite selon le gradient hydro-géomorphologique, c'est-à-dire, un gradient qui tient compte de la vitesse du courant. Ainsi, selon ce gradient, le site situé en amont de l'îlot est le plus perturbé en raison de son exposition au courant fort et le site le moins perturbé est situé à l'extrémité aval de l'îlot. Il est le moins exposé au courant. Les deux autres sites sont des sites à perturbation intermédiaire. L'influence de la vitesse du courant sur le nombre d'espèces est bien documentée. Par exemple, selon Langlade et Décamps (1995), sur un site où le courant est relativement faible, la

matière organique, les sédiments fins et les graines à faible densité peuvent s'y déposer. Ceci peut provoquer une diminution du nombre d'espèces. Sur l'îlot A d'érosion, le nombre d'espèces le plus élevé est observé sur le site le plus perturbé, soit l'amont. Ceci ne valide pas le modèle de Connel. Quant aux deux autres îlots, ce modèle est en revanche validé. Le nombre d'espèces le plus élevé est observé sur le site à perturbation intermédiaire. Ce résultat suggère que le modèle de Connel ne semble s'appliquer que sur des sites ayant été soumis à une même perturbation dont on peut mesurer la variabilité spatiale de son intensité et de sa fréquence. Mais ceci n'est pas le cas pour l'îlot A. Mentionnons que selon Huston (1979) ainsi que Reice et al. (1990), la relation entre le gradient de perturbation et la diversité spécifique n'est pas toujours représentée sous forme curviligne en raison, entre autres, de l'influence de la productivité de l'écosystème sur le nombre d'espèces.

Il est important de rappeler, dans ce contexte, que le régime d'inversion est caractérisé par une diminution de la magnitude des débits de crues et d'étiage. La disparition totale des crues exceptionnelles, facteur majeur de perturbation, affaiblirait l'effet de la perturbation hydrogéomorphologique sur la végétation et en particulier sur les îlots. En effet, l'absence de fortes crues tend à conférer aux sites une certaine stabilité morpho-sédimentologique très préjudiciable à la compétitivité interspécifique, principale source de la diversité spécifique. Ce phénomène a été observé sur un banc de galet en aval du barrage de Butgenbach en Belgique par Assani (1997). Après une forte crue qui a apporté une couche relativement importante de sédiments sur le banc, le nombre d'espèces présentes sur le banc a diminué quasi de moitié. Mais l'année suivante, le nombre a quasi doublé. Ensuite, le nombre d'espèces a continué à décliner d'une année à l'autre en raison de l'accroissement de nombre d'individus de l'espèce dominante qui a colonisé le site. Ce cycle a repris après le passage d'une autre forte crue. Shafroth et al. (2002) ont déduit que la régularisation des débits par la construction du barrage Alamo a provoqué une modification de l'effet des perturbations. Une réduction de la

magnitude des crues provoque souvent une réduction de la largeur du chenal actif accompagné d'un accroissement de la végétation riparienne, celle-ci affaiblira davantage l'effet des prochaines perturbations (Shafroth et al., 2002). Cette atténuation de l'effet des perturbations par la régularisation du régime hydrologique a pour conséquence de changer les caractéristiques de la succession végétale sur les îlots. En effet, l'altération des perturbations ne peut qu'entraîner de légers changements dans la composition spécifique de la végétation. Les perturbations non altérées sont responsables d'une destruction massive (catastrophique) et presque totale de la végétation en place ramenant le processus de la succession végétale à ses débuts. Une destruction partielle, induite par des perturbations altérées, entraîne une régression ou une bifurcation dans le processus de maturation de la végétation (Corenblit et al., 2007). La régularisation des régimes naturels et l'interruption du transport longitudinal des sédiments accentuent la stabilité des sites réduisant ainsi la dynamique des espèces sur ces sites.

La distribution spatiale des groupes écologiques a révélé que les espèces de trois groupes écologiques sont présentes sur les trois îlots, mais à des proportions différentes. Les espèces terrestres sont plus nombreuses sur l'îlot C caractérisé par l'érosion. Quant à l'îlot A caractérisé par l'accumulation, les espèces facultatives des milieux humides y deviennent relativement plus nombreuses que celles des deux autres groupes écologiques. Enfin, les espèces inféodées aux milieux humides sont plus nombreuses sur l'îlot B. Cette distribution semble présenter un lien avec l'évolution morphologique des îlots. Quant aux sites d'un même îlot, on a observé aussi la présence de ces trois groupes écologiques sur tous les sites, à l'exception du site situé à l'extrême aval de l'îlot C où aucune espèce des milieux terrestres ne fut récoltée. Cependant, cette distribution spatiale de ces trois groupes écologiques sur les sites d'un même îlot ne semble être influencée par la perturbation hydro-géomorphologique. En raison de la suppression de la crue printanière en aval du barrage (avant la construction des barrages, les îlots étaient inondés chaque

saison au printemps), on devrait logiquement s'attendre à une régression significative des espèces inféodées aux milieux humides au détriment des espèces facultatives des milieux humides et/ou des espèces des milieux terrestres. En d'autres termes, plus de 60 ans après la construction du barrage, on devrait assister à une invasion des espèces terrestres. Les données révèlent une proportion relativement élevée de ces espèces sur les îlots, en particulier sur l'îlot C. Le maintien des espèces inféodées aux milieux humides sur les îlots peut être attribué à deux facteurs :

- La présence des espèces inféodées aux milieux humides sur les berges et dans le lit mineur. En effet, les études effectuées par Gravel (2005) et Milette (2007) en aval du barrage Matawin ont montré que ces espèces sont encore relativement abondantes dans ces deux milieux (berges et lit mineur). Par conséquent, le stock de graines de ces espèces est encore disponible dans la rivière. Ces graines peuvent être disséminées sur les îlots par divers agents de transport.
- L'intensité de l'érosion subie par les îlots à une période ou une autre après la construction du barrage ne fut pas suffisamment forte pour épuiser complètement la banque de graines des espèces humides sur les îlots. Dans ce contexte, on peut expliquer la proportion élevée des espèces terrestres observée sur l'îlot C par la durée de la phase d'érosion qui aurait épuisé progressivement la réserve en graines des espèces humides au détriment des deux autres groupes écologiques.

4.4. Conclusion

L'analyse des photographies aériennes de l'évolution morphologique des îlots avant et après la construction du barrage Matawin a révélé que les trois îlots ont connu une alternance de phase d'accumulation et d'érosion. En revanche, l'ampleur et la durée de ces deux phases ont varié d'un îlot à un

autre. L'îlot A situé près du barrage a connu d'abord une courte phase d'érosion, survenue juste après la construction du barrage, suivie d'une longue phase d'accumulation. En raison de cette accumulation, le bilan sédimentaire sur cet îlot se traduit par un doublement de sa surface. Quant à l'îlot situé au milieu du bief (îlot B), les deux phases d'érosion et d'accumulation furent d'une durée comparable. Cependant, malgré la phase d'érosion, le bilan sédimentaire se solde par une hausse de la superficie de l'ordre de 500 %. Enfin, le dernier îlot situé loin du barrage, a globalement subi une érosion à l'origine d'une diminution de sa superficie de l'ordre de 7 %. La différence dans l'évolution morphologique des trois îlots pourrait être expliquée par la diminution des débits de crues en aval du barrage et l'influence des affluents qui tendent à atténuer les effets morphologiques de cette diminution au fur et à mesure qu'on s'éloigne du barrage.

Cette différence dans l'évolution morphologique des îlots n'a pas induit une différence dans la composition granulométrique des sédiments des îlots en raison de l'homogénéité texturale du substrat et de la faible quantité de charge en suspension transportée par la rivière. En revanche, on a observé une différence significative en teneur en azote entre les îlots. La quantité d'azote est plus élevée sur l'îlot situé près du barrage (îlot A) que sur l'îlot C situé le plus loin du barrage. Cette diminution longitudinale de la teneur en azote pourrait être due au phénomène de sédimentation beaucoup plus importante près du barrage.

Quant à la végétation, le nombre d'espèces était plus élevé sur l'îlot situé près du barrage que sur l'îlot situé plus loin. Nous avons vérifié la validité du modèle de Connel seulement pour les îlots les plus éloignés du barrage. Cependant, cette différence en espèces végétales peut difficilement être attribuée exclusivement à celle de l'évolution morphologique des îlots.

Si l'érosion peut favoriser la régression des espèces inféodées aux milieux humides au détriment de celles des milieux terrestres en raison de l'appauvrissement potentiel de stock de graines, elle ne permet pas cependant de rendre compte de la différence observée sur la proportion des espèces appartenant aux différents groupes écologiques entre les îlots d'une part, et entre les sites d'un même îlot, d'autre part.

En outre, la magnitude et la fréquence des perturbations hydrogéomorphologiques ont diminué depuis la construction du barrage. Ceci donne l'avantage au développement d'espèces dominantes qui composent les forêts matures. L'altération des cycles naturels des perturbations hydrogéomorphologiques influence la mise en disposition et la diversification des habitats et, par conséquent, la richesse spécifique de la végétation riparienne.

Comme l'avaient déjà reconnu Ligon et al. (1995) en ces termes « *geomorphological changes are the key to understanding the long-term ecological consequence of dams and others stream disturbances* », il est donc important d'analyser les changements morphologiques qui affectent les sites afin de mieux comprendre les changements qui affectent la végétation en aval des barrages en vue d'une meilleure élaboration des normes des débits pour la restauration de l'intégrité écologique des tronçons régularisés. Dans cette perspective, cette étude apporte une contribution importante sur l'analyse des impacts des changements morphologiques des îlots sur leurs caractéristiques physico-chimiques et leur richesse spécifique de la végétation de ces îlots. Cet aspect n'a jamais encore été analysé dans la littérature scientifique. Toutefois, un échantillonnage plus large nous aurait permis de consolider nos conclusions. Enfin, ce travail ouvre d'autres pistes de recherche intéressantes : l'influence de l'évolution morphologique sur la proportion des graines de différents groupes écologiques sur les îlots afin de pouvoir mieux comprendre la distribution spatiale de ces groupes écologiques.

BIBLIOGRAPHIE

Assani, A.A. (1997) "Recherche d'impact d'une retenue sur le comportement d'une rivière ardennaise (hydrologie, sédimentologie, morphologie et végétation). Cas du barrage de Butgenbach (Belgique)", Thèse de docteur en sciences, Université de Liège, 482 p.

Assani, A.A., Buffin-Bélanger, T., Roy, A.G. (2002) "Analyse des impacts d'un barrage sur le régime hydrologique de la rivière Matawin", (Québec, Canada). *Revue des sciences de l'eau* 15 : 557-574.

Assani, A.A., Gravel, E., Buffin-Bélanger, T., Roy, A.G. (2005) "Impacts des barrages sur les débits annuels minimums en fonction des régimes hydrologiques artificialisés au Québec (Canada)", *Revue des sciences de l'eau* 18 : 103-127.

Assani, A.A., Stichelbout, E., Roy, A.G., Petit, F., (2006). "Comparison of impacts of dams on the annual maximum flow characteristics in three regulated hydrologic regimes in Québec (Canada)", *Hydrological processes* 20: 3485-3501.

Assani, A.A., Tardif, S., Lajoie, F. (2006) "Statistical analysis of factors affecting the spatial variability of annual minimum flow characteristics in a cold temperate continental region (southern Quebec, Canada)", *Journal of Hydrology* 334: 753-763.

Assani, A.A., Petit, F. (2004) "Impact of hydrological power releases on the morphology and sedimentology of the bed of the Warche River (Belgium)", *Earth Surface and Processes* 29: 133-143.

Assani, A.A., Petit, F., Leclercq, L. (2006) "The relation between geomorphological features and species richness in the low flow channel of the Warche, downstream from the Bütgenbach dam (Ardennes, Belgium)", *Aquatic Botany* 85: 112-120.

Astrade, L. (1998). "La gestion des barrages-réservoirs au Québec : exemples d'enjeux environnementaux", *Annales de géographie* 604 :590-609.

Baillargeon, G. (1990) "Méthodes statistiques de l'ingénieur", 1re ed., Les éditions SMG, Trois-Rivières, Qc, Canada., 738 pp.

Belzile, L., Bérubé, P., Hoang, V.D., Leclerc, M. (1997) "Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec", Rapport soumis par l'INRS-Eau et Groupe-conseil Génivar Inc. Au Ministère de l'environnement et de la faune et des pêches et océans Canada.

Brandt, S.A.. (2000) "Classification of geomorphological effects downstream of dams", *Catena* 40: 375-401.

Bryant, R.G., Gilvear, D.J. (1999) "Quantifying geomorphic and riparian land cover changes either side of large event using airborne remote sensing: River Tay, Scotland", *Geomorphology* 29: 307-321.

Burt, J.E., Barber, G.M. (1996) "Elementary statistics for geographers", 2e ed., Guilford, New York., 703 pp.

Cheng, X., Luo, Y., Chen, J., Lin, G., Chen, J., Li, B. (2006) "Short-term C₄ plant *Spartina alterniflora* invasions change the soil carbon in C₃ plant-dominated tidal wetlands on a growing estuarine Island", *Soil Biology and Biochemistry* 38: 3380-3386.

(Ciska) Veen, G.F., Blair, J.M., Smith, M.D., Collins, S.L. (2008) "Influence of grazing and fire frequency on small-scale plant community structure and resource variability in native tallgrass", *Oikos* 117: 859-866.

Collins, S.L. (1995) "Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: Decoupling cause and effect", *Ecology* 76: 486-492.

Collins, S.L. (1992) "Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation", *Ecology* 73: 2001-2006.

Collins, S.L., Glenn, S.M. (1997) "Intermediate disturbance and its relationship to within-and between-patch dynamics", *New Zealand Journal of Ecology* 21: 103-110.

Connel, J.H. (1978) "Diversity in tropical rain forest and coral reefs", *Science* 199: 1302-1310.

Cooperman, M.S., Brewer, C.A. (2005) "Relationship between plant distribution patterns and the process of river island formation", *Journal of freshwater Biology* 20(3): 487-501.

Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., Gurnell, A.M. (2007) "Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches", *Earth-Science Reviews* 84: 56-86.

Fortier, C., Assani, A.A., Mesfioui, M., Roy, A.G. (2008) "Comparison of the interannual and interdecadal variability of heavy flood characteristics upstream and downstream from Matawin Dam (Québec, Canada). Contribution of the ecological concept of natural flow regime", Article soumis à la revue, *River Research and Applications*.

Gilvear, D., Willby, N. (2006) "Channel dynamics and geomorphic variability as controls on gravel bar vegetation; River Tummel, Scotland", *River research and applications* 22: 457-474.

Gravel, E. (2005) "Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits minimums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et leurs effets de leur fluctuation sur les caractéristiques de l'eau, des sédiments et de la végétation du lit mineur de la rivière Matawin", Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, UQTR, 105 p + Annexes.

Grime, J.P. (2001) "Plant strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties", 2e ed., Wiley, Chichester., 456 p.

Gurnell, A.M., Petts, G.E., (2002) "Island-dominated landscape of large floodplain rivers, a European perspective", *Freshwater Biology* 47: 581-600.

Gurnell, A.M., Petts, G.E., Hannah, D.M., Smith, B.P.G., Edwards, P.J., Kollmann, J., Ward, J.V., Tockner, K.. (2001) "Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy", *Earth surface Processes and landforms* 26: 31-62.

Haleur, G. (2001) "Summary of knowledge acquired in Northern Environments from 1970 to 2000", Montréal: Hydro-Québec, 110 p.

Hupp, C.F., Osterkamp, W.R., (1996) "Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes", *Geomorphology* 14: 277-295.

Huston, M.A. (1979) "A general hypothesis of species diversity", *American Naturalist* 113: 81-101.

Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Tongeren, O.F.R. (1995) "Data analysis in community and landscape ecology", Cambridge university press. 299 p.

Lajoie, F., Assani, A.A., Matteau, M., Mesfioui, M., Roy, A.G. (2006) "Comparison of ecological instream and release flow downstream of dams in Quebec: The effect of dam management practices, watershed size and the season", *Water quality research journal of Canada* 41: 263-274.

Langlade, L.R., Décamps, O. (1995) "Accumulation de limon et colonisation végétale d'un banc de galets", *Comptes rendus de l'académie des sciences série III-Science de la vie-Life science* 318(10): 73-82.

Legendre, L., Legendre, P. (1984) "Écologie numérique", (2e édition). Presse de l'Université du Québec, Canada. 335 p.

Mackey, R.L., Currie, D.J. (2001) "The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked?", *Ecology* 82: 3479-3492.

Marie-Victorin E.C. 1995. Flore Laurentienne. Les presses de l'Université de Montréal, Montréal, 3e édition révisée et annotée par Brouillet L., Hay S.G, Goulet I., Blondeau M., Cayoute J. & Labrecque J., 1093 p.

Milette, G. (2007) "Comparaison de la richesse spécifique, de l'abondance et de la composition des macrophytes du lit mineur de la rivière Matawin en amont et en aval du réservoir Taureau", *Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement*, Université du Québec à Trois-Rivières.

Nilsson, C. (1987) "Distribution of stream-edge vegetation along a gradient of current velocity", *Journal of Ecology* 75: 513-522.

Osterkamp WR, 1998. Processes of fluvial island formation, with examples from Plum Creek, Colorado and Snake river, Idaho. *Wetlands* 18: 530-545.

Patoine A, Blais A-M, Forget M-H, Lamontagne S, Marty J. 1999. Respecter la variabilité naturelle pour une gestion durable des ressources aquatiques. Mémoire remis au Bureau des audiences publiques sur l'environnement dans le cadre des audiences publiques sur la gestion de l'eau au Québec, Montréal, 16p + annexes.

Petts G. 1984. Impounded rivers. Perspectives for ecological management. John Wiley and son, Chichester, U.K, 326 p.

Pinay, J.C.C., Naiman, R.J. (2002) "Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes on Nitrogen Cycling in Fluvial Systems", *Environmental Management* 30: 481-491.

Platt, W.J., Connel, J.H. (2003) "Natural disturbances and directional replacement of species", *Ecological Monographs* 73: 507-522.

Probst, J.L.B. (1992) "Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale: Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années", Mémoire numéro 94., publié avec le concours de l'Université Louis Pasteur et du Centre National de la Recherche Scientifique, 161 p.

Quinn, G.P., Keough, M.J. (2002) "Experimental design and data analysis for biologists", 5e éd., Cambridge University Press, 537 pp.

Reice, S.R., Wissmar, R.C., Naiman, R.J., (1990) "Disturbance regime, resilience and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems", *Environmental Management* 14: 647-659.

Shafroth, P.B., Stromberg, J.C., Patten, D.T. (2002) "Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes", *Ecological Applications* 12: 107-123.

Stanford JA, Ward JV, Liss WJ, Frissell CA, Williams RN, Lichatowich JA, Coutant CC. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers*, 12: 391-413.

Stichelbout E. 2006. Impacts des barrages sur les caractéristiques des débits maximums annuels dans le bassin versant du fleuve Saint-Laurent et sur la richesse spécifique de la végétation herbacée des basses plaines alluviales de la rivière Matawin (Québec). Mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, UQTR, 76 p + Annexes.

Westaway, R.M., Lane, S.N., Hicks, D.M. (2000) "The development of an automated correction procedure for digital photogrammetry for the study of wide, shallow, gravel-bed rivers", *Earth Surface and Processes and Landforms* 25: 209-226.

White, P.S., Pickett, S.T.A. (1985) "Natural disturbance and patch dynamics: An introduction", 5e ed., Academic press. Orlando, Florida, U.S.A., pp 3-13.

Whited, D. C., Stanford, J.A., Kimball, J.S. (2002) "Application of airborne multi-spectral digital imagery to characterize riverine habitats at different base flows", *River Research and Applications* 18: 583-594.

Whited, D.C, Lorang, M., Harner, J.M., Hauer, F.R., Kimball, J.S., Stanford, J.A. (2007) "Climate, hydrologic disturbance, and succession: Drivers of floodplain pattern", *Ecology* 88: 940-953.

Wilson, S.D., Keddy, P. (1986) "Species competitive ability and position along a natural stress/disturbance gradient", *Ecology* 67: 12336-1242.

Winterbottom, S.J., Gilvear, D.J. (1997) "Quantification of channel bed morphology in gravel-bed rivers using airborne multispectral imagery and aerial photography", *Regulated Rivers: Research and Management* 13: 489-499.

Zanoni, L., Gurnell, A., Drake, N., Surian, N. (2008) "Island dynamics in braided river form analysis on historical maps and air photographs", *River Research and Applications* 24: 1141-1159.

ANNEXE A

Résultats du test de signification de l'ANOVA du nombre total d'espèces (test de Tukey)

Test de signification de Tukey pour les 3 îlots

Îlots	Îlot A	Îlot B	Îlot C
Îlot A	1.000		
Îlot B	0.028	1.000	
Îlot C	0.664	0.202	1.000

P<0.05 valeur significative

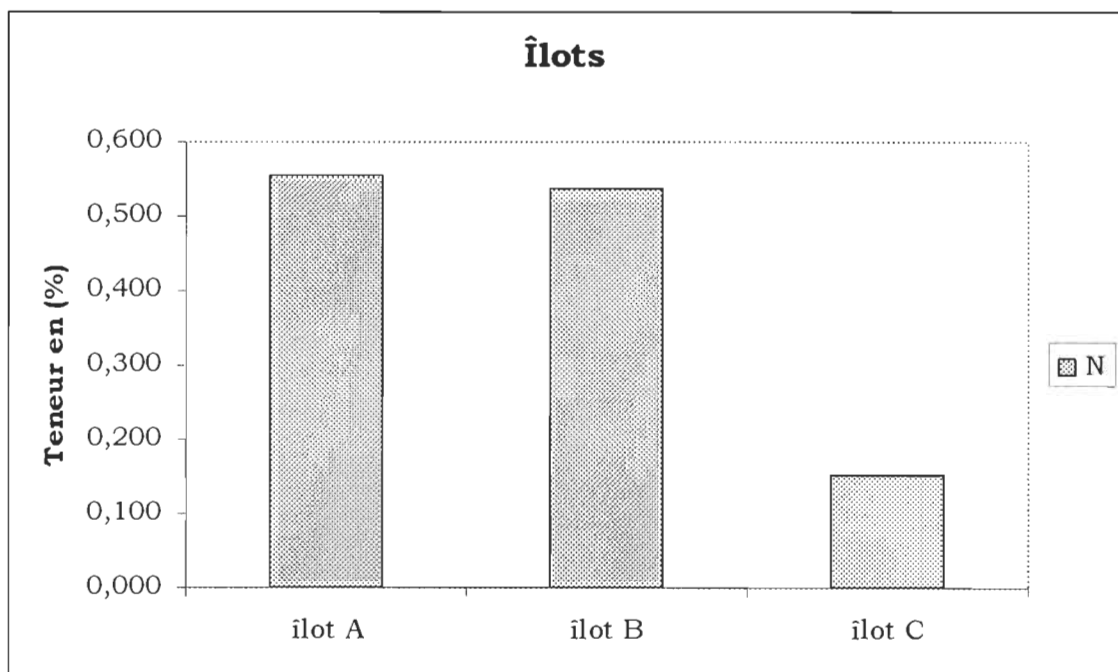
Test de signification de Tukey pour 4 sites

Site	Amont	Chenal principal	Chenal secondaire	Aval
Amont	1.000			
Chenal principal	0.021	1.000		
Chenal secondaire	0.044	0.996	1.000	
Aval	0.000	0.036	0.020	1.000

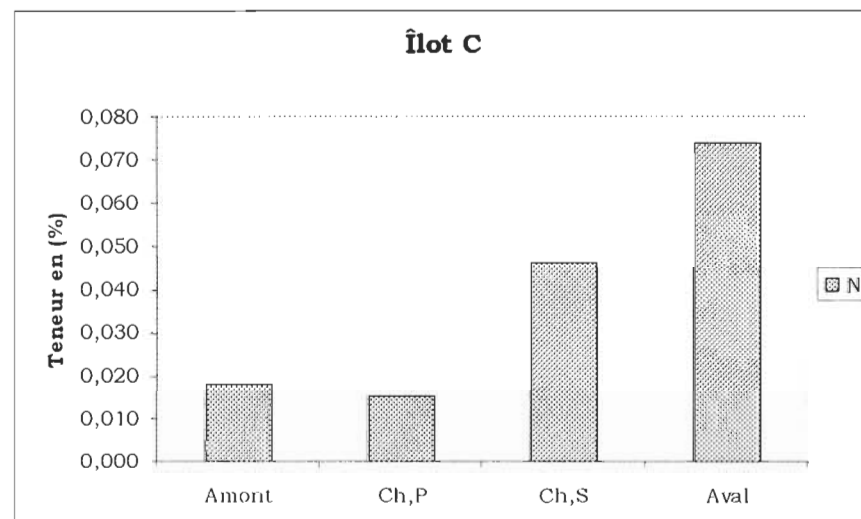
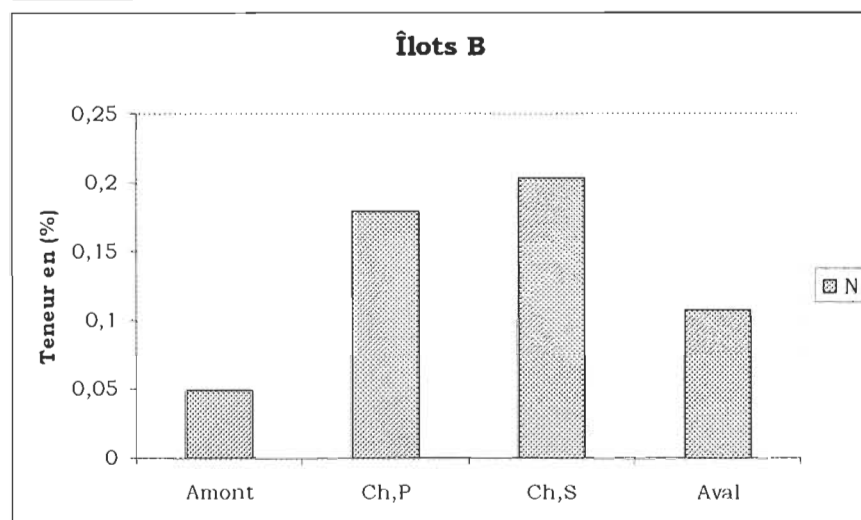
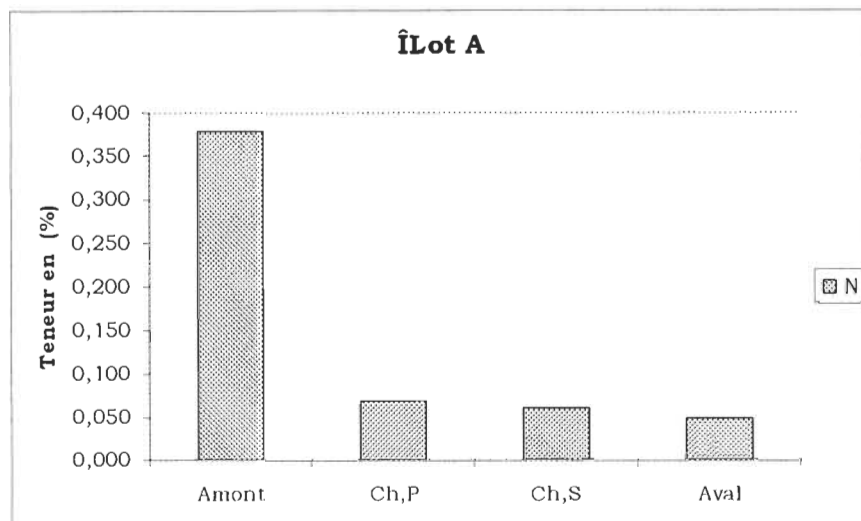
P<0.05 valeur significative

ANNEXE B

Teneur en azote des sédiments entre îlots et entre sites
sur un même îlot



Teneur en azote (N) des sédiments des 3 îlots



Teneur en azote (N) des sédiments des 4 sites sur un même îlot

ANNEXE C

Variation de la superficie des îlots (en m²), de 1928 à 1996

Îlots	1928	1937	1965	1975	1987	1996
Îlot (A) km 75	40042.6	93118.5	87432.6	95808.2	105521	106460
Îlot (B) km 44	14935.2	51865.6	54301.3	86699.2	72614	42917.3
Îlot (C) km 35	4302.2	-	4289.7	3760.9	3831.71	3983.5